ermes-ii
Rhin/Rhein



Rapport technique

Évolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surface et Souterraines du Rhin supérieur avec instrumentation innovante

2022-2025

Technischer Bericht

Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

2022-2025

Interreg

Cofinancé par l'Union Européenne
Kofinanziert von der Europäischen Union

Rhin Supérieur | Oberrhein

Maître d'ouvrage / Projektträger
APRONA – Observatoire de la nappe d'Alsace, Colmar

Partenaires techniques et financiers / Finanzierungs- und fachliche Partner
INTERREG VI Rhin supérieur par l'intermédiaire du Fonds européen de développement régional (FEDER)
INTERREG VI Oberrhein über den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE)

Région Grand Est

Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AeRM)

Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM)

Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW)

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG)

Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd Rheinland-Pfalz (SGD-Süd)

Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU)

Amt für Umwelt und Energie – Basel-Stadt (AUE-BS)

Kanton Basel-Stadt

Amt für Umweltschutz und Energie – Basel-Landschaft (AUE-BL)

Kanton Basel-Landschaft

Partenaires associés / Assoziierte Partner

Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Grand Est (DREAL)

Institut Terre et Environnement de Strasbourg (ITES)

Collectivité européenne d'Alsace (CeA)

Rédaction / Bearbeitung und Redaktion
APRONA, BRGM, LUBW, HLNUG, LfU, SGD-Süd, AUE-BS, AUE-BL

Ce projet a bénéficié de la contribution de 55 personnes, dont les noms figurent en fin de rapport.
An diesem Projekt haben 55 Personen mitgewirkt, deren Namen am Ende des Berichts aufgeführt sind.

Photos / Bildnachweis

stock.adobe.com : LHG, New Africa, Saulo Studio, Sofiia, yu_photo, Valentyna, deizmat, Prasert, Dinadesign, stormy, Prasong Takham

Design graphique / Grafikverarbeitung

Céline Emonet

Impression / Druck

Ott Imprimeurs

Citation de ce rapport / Zitat aus diesem Bericht

APRONA, BRGM, LUBW, HLNUG, LfU, SGD-Süd, AUE-BS, AUE-BL, 2026.

ERMES-ii-Rhin : *Évolution de la qualité des eaux souterraines dans le fossé du Rhin supérieur de Bâle à Mayence-Wiesbaden en considérant l'influence des micropolluants issus des cours d'eau – Rapport final.*

ERMES-ii-Rhein: *Entwicklung der Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben zwischen Basel und Mainz-Wiesbaden unter besonderer Berücksichtigung des Spurenstoffeintrags aus Oberflächengewässern – Abschlussbericht.*

APRONA, Colmar. 556 p.

Licence du contenu / Lizenz des Inhalts

Le contenu rédactionnel de ce rapport est mis à disposition selon les termes de la licence Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0. Attribution requise ; utilisation commerciale interdite ; modification, adaptation ou transformation non autorisée. Exclusion : la mise en page, la charte graphique, la composition, les éléments de design et l'habillage visuel du document ne sont pas couverts par cette licence et restent tous droits réservés.

Der redaktionelle Inhalt dieses Berichts wird unter den Bedingungen der Lizenz Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0 zur Verfügung gestellt. Namensnennung erforderlich; kommerzielle Nutzung untersagt; Bearbeitung, Anpassung oder sonstige Veränderung nicht gestattet. Ausnahme: Das Layout, das Corporate Design, die Seitengestaltung, die Designelemente und die visuelle Aufmachung des Dokuments sind nicht von dieser Lizenz erfasst und bleiben alle Rechte vorbehalten.



Christelle Lehry,
Présidente de l'APRONA

Christelle Lehry,
Präsidentin der APRONA

ÉDITO

Avec le projet transfrontalier ERMES-ii-Rhin, l'expertise des eaux souterraines entre dans une nouvelle phase.

Présents à l'état de traces dans les eaux souterraines du Rhin supérieur, les micropolluants échappent souvent à notre regard. Pourtant, leur présence peut avoir des effets durables sur la santé et l'environnement. Résidus de médicaments, pesticides, plastifiants et PFAS : chacun raconte une histoire et témoigne des pressions anthropiques multiples que subit un système fragile et vital.

La nappe phréatique du Rhin supérieur, l'une des plus vastes réserves d'eau en Europe, alimente en eau potable plusieurs millions d'habitants, profite à l'agriculture et à l'industrie, et maintient la biodiversité de la plaine rhénane. Transfrontalière par nature, elle appelle à une vigilance partagée et des décisions éclairées.

Depuis les années 1990, les partenaires allemands, français et suisses agissent en commun pour veiller à la qualité des eaux souterraines. Les travaux transfrontaliers, soutenus pour certains par des programmes INTERREG, suivent ces eaux invisibles, identifient les substances émergentes et documentent les risques. Dès 2016, le projet ERMES-Rhin a offert un panorama global et pionnier en s'intéressant particulièrement aux métabolites de pesticides et aux PFAS, jamais étudiés en Europe à cette échelle jusqu'alors. **ERMES-ii-Rhin franchit une nouvelle étape : il élargit la liste des micropolluants étudiés, intègre des méthodes d'analyse innovantes, et affine notre compréhension des mécanismes de contamination**, notamment liés aux rejets des stations de traitement des eaux usées.

Ce rapport a pour ambition d'aller au-delà d'un simple état des lieux. Il alimentera la réflexion collective et la prise de décisions fondées sur des éléments scientifiques robustes. Protéger la nappe rhénane, c'est bien plus que surveiller notre eau : c'est assumer une responsabilité commune, pour soutenir la santé publique, garantir notre souveraineté hydrique et assurer une justice environnementale à la hauteur des enjeux, au service de tous les citoyens.

VORWORT

Mit dem grenzüberschreitenden Projekt ERMES-ii-Rhein erreicht das Wissen über unser Grundwasser eine neue Phase.

Spurenstoffe kommen im Grundwasser des Oberrheingrabens in kleinsten Mengen vor und entziehen sich oft unserer Wahrnehmung. Doch sie können nachhaltige Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt haben. Arzneimittelrückstände, Pflanzenschutzmittel, Weichmacher und PFAS: Jeder dieser Stoffe hat eine Geschichte und zeugt von den vielfältigen anthropogenen Belastungen, denen ein empfindliches und lebenswichtiges System ausgesetzt ist.

Der Oberrheingraben ist einer der bedeutendsten Grundwasserspeicher Europas. Diese Wasserressource versorgt mehrere Millionen Menschen mit Trinkwasser, wird in Landwirtschaft und Industrie benötigt und trägt zur Artenvielfalt in der oberrheinischen Tiefebene bei. Der Schutz dieser von Natur aus grenzüberschreitenden Ressource erfordert gemeinsame Aufmerksamkeit und fundierte Entscheidungen.

Seit den 1990er Jahren arbeiten deutsche, französische und schweizerische Partner gemeinsam an der Überwachung der Grundwasserqualität. Bei diesen zum Teil durch INTERREG-Programme unterstützten grenzüberschreitenden Arbeiten werden diese unsichtbaren Wasserressourcen untersucht, neuartige Substanzen identifiziert und Risiken dokumentiert. Ab 2016 wurden im Rahmen des Projekts ERMES-Rhein umfassende wegweisende Bestandsaufnahmen mit besonderem Fokus auf Pflanzenschutzmittel-Metaboliten und PFAS erstellt, die in Europa bis dahin noch nie in diesem Umfang analysiert wurden. **ERMES-ii-Rhein geht einen Schritt weiter: Es fügt der Liste neue zu untersuchende Spurenstoffe hinzu, bringt innovative Analysemethoden zum Einsatz und präzisiert unser Verständnis der Kontaminationsmechanismen**, insbesondere im Zusammenhang mit Kläranlageneinleitungen.

Dieser Bericht geht über eine einfache Bestandsaufnahme hinaus. Er soll als Grundlage für gemeinsame Überlegungen und Entscheidungen anhand belastbarer wissenschaftlicher Erkenntnisse dienen. Der Schutz unseres Grundwassers erfordert mehr als bloße Überwachung: Es geht darum, gemeinsam Verantwortung zu übernehmen, um die öffentliche Gesundheit zu fördern, unsere Wasserversorgung sicherzustellen und eine den Herausforderungen angemessene Umweltgerechtigkeit im Dienste aller Bürgerinnen und Bürger zu gewährleisten.

SOMMAIRE

Sigles p. 6
Listes des cartes, figures et tableaux p. 7

1. Introduction p. 17

2. Motivations et objectifs p. 21
2.1. Contexte p. 22
2.2. Objectifs et enjeux du projet ERMES-ii-Rhin p. 26
2.3. Structure et concept du projet ERMES-ii-Rhin p. 29

3. Zones d'études p. 31
3.1. Axe 1 : État des lieux transfrontalier p. 32
3.2. Axe 2 : Caractérisation des transferts de micropolluants entre les eaux de surface et les eaux souterraines p. 42

4. Méthode et mise en œuvre p. 73
4.1. Bases méthodologiques communes aux axes 1 et 2 p. 75
4.2. Compléments méthodologiques spécifiques à l'axe 1 p. 82
4.3. Compléments méthodologiques spécifiques à l'axe 2 p. 90

5. Résultats de l'état des lieux transfrontalier (Axe 1) p. 101
5.1. Paramètres azotés (nitrates, nitrites, ammonium) p. 102
5.2. Pesticides – Substances actives et métabolites p. 122
5.3. Substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) p. 160
5.4. Acide trifluoroacétique (TFA) p. 190
5.5. Substances pharmaceutiques p. 202
5.6. Édulcorants p. 227
5.7. Composés organiques volatils (COV) p. 238
5.8. Autres paramètres inorganiques p. 251
5.9. Autres paramètres organiques p. 279
5.10. Évaluation de la qualité des eaux souterraines dans la vallée du Rhin supérieur au regard des critères communs de potabilité et des valeurs à orientation sanitaire p. 293
5.11. Synthèse de la présence des micropolluants dans la nappe du Rhin supérieur p. 316

6. Résultats de la caractérisation des transferts de micropolluants entre les cours d'eau et les eaux souterraines (Axe 2) p. 323
6.1. Introduction p. 324
6.2. Site pilote de la Birs p. 326
6.3. Site pilote de la Wiese p. 341
6.4. Site pilote de l'Ill p. 349
6.5. Site pilote de la Kinzig p. 381
6.6. Site pilote du Landgraben p. 397
6.7. Site pilote du Winkelbach p. 408
6.8. Conclusion intermédiaire p. 422

INHALTSVERZEICHNIS

Abkürzungen S. 6
Verzeichnis der Karten, Abbildungen und Tabellen S. 7

1. Einleitung S. 17

2. Motivation und Ziele S. 21
2.1. Kontext S. 22
2.2. Ziele und Herausforderungen des Projekts ERMES-ii-Rhein S. 26
2.3. Aufbau und Konzept des Projekts ERMES-ii-Rhein S. 29

3. Untersuchungsgebiete S. 31
3.1. Schwerpunkt 1: Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme S. 32
3.2. Schwerpunkt 2: Charakterisierung des Spurenstoffeintrags aus Oberflächengewässern in das Grundwasser S. 42

4. Methodik und Umsetzung S. 73
4.1. Gemeinsame methodische Grundlagen für die Schwerpunkte 1 und 2 S. 75
4.2. Spezifische methodische Ergänzungen zu Schwerpunkt 1 S. 82
4.3. Spezifische methodische Ergänzungen zu Schwerpunkt 2 S. 90

5. Ergebnisse der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme (Schwerpunkt 1) S. 101
5.1. Stickstoffverbindungen (Nitrat, Nitrit, Ammonium) S. 102
5.2. Pflanzenschutzmittel - Wirkstoffe und Metaboliten S. 122
5.3. Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) S. 160
5.4. Trifluoressigsäure (TFA) S. 190
5.5. Pharmazeutische Substanzen S. 202
5.6. Süßstoffe S. 227
5.7. Flüchtige organische Verbindungen (VOC) S. 238
5.8. Weitere anorganische Parameter S. 251
5.9. Weitere organische Parameter S. 279
5.10. Bewertung der Grundwasserqualität im Oberrheingraben im Hinblick auf die grenzüberschreitenden Schwellenwerte und die gesundheitsbezogenen Richtwerte S. 293
5.11. Gesamtüberblick über die Spurenstoffbelastung des Grundwassers im Oberrheingraben S. 316

6. Ergebnisse der Charakterisierung der Interaktion zwischen Fließgewässern und Grundwasser (Schwerpunkt 2) S. 323
6.1. Einleitung S. 324
6.2. Pilotgebiet Birs S. 326
6.3. Pilotgebiet Wiese S. 341
6.4. Pilotgebiet Ill S. 349
6.5. Pilotgebiet Kinzig S. 381
6.6. Pilotgebiet Landgraben S. 397
6.7. Pilotgebiet Winkelbach S. 408
6.8. Zwischenfazit S. 422

7. Synthèse et compléments des résultats du projet ERMES-ii-Rhin p. 427
7.1. Les substances indicatrices de STEU et leur présence en nappe rhénane p. 429
7.2. Analyses non ciblées (NTS) sur des points d'eau souterraine de l'axe 1 (BRGM-RP) p. 449
7.3 Synthèse de l'étude pression-impact (BRGM) p. 456

8. Actions pour réduire la présence de micropolluants dans la nappe du Rhin supérieur p. 465
8.1. Ensemble des micropolluants p. 468
8.2. Pesticides et métabolites p. 476
8.3. PFAS p. 482
8.4. Substances des eaux usées p. 486

9. Conclusion et perspectives p. 493
9.1. Résultats ERMES-ii-Rhin p. 495
9.2. Perspectives p. 500

Bibliographie p. 504
Glossaire p. 509
Annexe 1 : Liste commune de paramètres de l'axe 1 p. 512
Annexe 2 : Principaux résultats statistiques par paramètre de l'axe 1 p. 516
Annexe 3 : Principales valeurs réglementaires et valeur seuil transfrontalière retenue par paramètre de l'axe 1 p. 520
Annexe 4 : Liste des paramètres recherchés par site pilote de l'axe 2 p. 530
Annexe 5 : Cadre analytique commun aux partenaires du projet ERMES-ii-Rhin pour les analyses NTS p. 544
Personnes ayant contribué au projet p. 554

7. Zusammenfassung und Ergänzung der Ergebnisse des Projekts ERMES-ii-Rhein S. 427
7.1. Abwasserindikatoren und ihr Vorkommen im Grundwasser des Oberrheingrabens S. 429
7.2. Non-Target-Analysen (NTS) an Grundwassermessstellen des Schwerpunkts 1 (BRGM-RP) S. 449
7.3 Zusammenfassung der Belastung-Auswirkung-Studie (BRGM) S. 456

8. Maßnahmen zur Verringerung des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens S. 465
8.1. Spurenstoffe: Gesamtüberblick S. 468
8.2. Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren Metaboliten S. 476
8.3. PFAS S. 482
8.4. Schadstoffe im Abwasser S. 486

9. Fazit und Ausblick S. 493
9.1. Ergebnisse von ERMES-ii-Rhein S. 495
9.2. Ausblick S. 500

Bibliografie S. 504
Glossar S. 509
Anhang 1: Gemeinsame Parameterliste von Schwerpunkt 1 S. 512
Anhang 2: Wichtigste statistische Ergebnisse pro Parameter in Schwerpunkt 1 S. 516
Anhang 3: Wichtigste Grenzwerte und grenzüberschreitender Schwellenwert pro Parameter in Schwerpunkt 1 S. 520
Anhang 4: Liste der untersuchten Parameter pro Pilotgebiet in Schwerpunkt 2 S. 530
Anhang 5: Gemeinsamer Analyserahmen der Partner des Projekts ERMES-ii-Rhein für die NTS-Analysen S. 544
Projektmitwirkende S. 554

SIGLES

AeRM : Agence de l'eau Rhin-Meuse
ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
APRONA : Association pour la protection de la nappe phréatique de la plaine d'Alsace
AUE-BL : Office pour la protection de l'environnement et l'énergie du canton de Bâle-Campagne
AUE-BS : Office pour la protection de l'environnement et l'énergie du canton de Bâle-Ville
BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières
CIPR : Commission internationale pour la protection du Rhin
CIRC : Centre international de recherche sur le cancer
COHV : Composés organiques halogénés volatils
DCE : Directive-cadre sur l'eau
DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
ECHA : Agence européenne des produits chimiques
EDCH : Eaux destinées à la consommation humaine
EFSA : Autorité européenne de sécurité des aliments
EH : Équivalent-habitant
ERMES-ii-Rhin : Évolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surface et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante (ERMES-ii 2024)
ESO : Eau souterraine
ESU : Eau superficielle
GOW : Valeur d'orientation sanitaire allemande établie par l'UBA pour l'eau potable
HAM-HAP : Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques
HLNUG : Office régional de Hesse pour la protection de la nature, l'environnement et la géologie
HPLC : Chromatographie liquide haute performance
IAWR : Association internationale des services d'alimentation en eau potable du bassin versant rhénan
ILR : Isometric Log-Ratio
INERIS : Institut national de l'environnement industriel et des risques
ITES : Institut Terre & Environnement de Strasbourg
LC : Chromatographie liquide
LfU : Office régional de l'environnement de Rhénanie-Palatinat
LQ : Limite de quantification
LUBW : Agence régionale pour l'environnement du Bade-Wurtemberg
LW : Valeur sanitaire allemande établie par l'UBA pour l'eau potable
MS : Spectrométrie de masse
NAQUA : Observation nationale des eaux souterraines en Suisse
NTS : Non Target Screening (analyse non ciblée)
OEaux : Ordonnance sur la protection des eaux en Suisse
OFEV : Office fédérale de l'environnement en Suisse
OMS : Organisation mondiale de la santé
PFAS : Substances per- et polyfluoroalkylées
POCIS : Polar organic chemical integrative sampler (capteur passif pour la surveillance des composés organiques polaires)
REACH : Registration, evaluation, authorisation and restriction of chemicals (Règlement européen sur les produits chimiques)
SGD-Süd : Direction de la structure et des autorisations du sud de la Rhénanie-Palatinat
STEU : Station de traitement des eaux usées
UBA : Agence fédérale allemande pour l'environnement

ABKÜRZUNGEN

AeRM: Wasserbehörde Rhein-Maas in Frankreich
ANSES: Nationale Behörde für Lebensmittelsicherheit, Umweltschutz und Arbeitsschutz in Frankreich
APRONA: Verein zum Schutz des Grundwassers in der elsässischen Ebene in Frankreich
AUE-BL: Amt für Umweltschutz und Energie - Basel-Landschaft
AUE-BS: Amt für Umwelt und Energie - Basel-Stadt
BAFU: Bundesamt für Umwelt in der Schweiz
BG: Bestimmungsgrenze
BRGM: Amt für geologische und bergbauliche Forschung in Frankreich
DREAL: Regionaldirektion für Umwelt, Raumordnung und Wohnungswesen in Frankreich
ECHA: Europäische Chemikalienagentur
EFSA: Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit
ERMES-ii-Rhein: Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten (ERMES-ii 2024)
EW: Einwohnerwert
GOW: Gesundheitlicher Orientierungswert des UBA für Trinkwasser in Deutschland
GSchV: Gewässerschutzverordnung der Schweiz
GW: Grundwasser
HLNUG: Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
HPLC: Hochleistungsflüssigkeitschromatographie
IARC: Internationale Agentur für Krebsforschung
IAWR: Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet
IKSR: Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
ILR: Isometric Log-Ratio
INERIS: Nationales Institut für industrielle Umwelt und Risiken in Frankreich
ITES: Institut für Erde und Umwelt in Straßburg
KLA: Kläranlage
LC: Flüssigkeitschromatographie
LfU: Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz
LHKW: Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
LUBW: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
LW: Trinkwasserleitwert in Deutschland
MAK-PAK: Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
MS: Massenspektrometrie
NAQUA: Nationale Grundwasserbeobachtung in der Schweiz
NTS: Non Target Screening
OW: Oberflächengewässer
PFAS: Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
POCIS: Polar Organic Chemical Integrative Sampler (passiver Probenehmer für die Überwachung polarer organischer Chemikalien)
PSM: Pflanzenschutzmittel
REACH: Registration, evaluation, authorisation and restriction of chemicals (EU-Chemikalienverordnung)
SGD-Süd: Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd Rheinland-Pfalz
UBA: Umweltbundesamt
WHO: Weltgesundheitsorganisation
WRRL: Wasserrahmenrichtlinie

LISTES DES CARTES, FIGURES ET TABLEAUX

CARTES

Chapitre 3

Carte 3.1 : Localisation géographique de la nappe du Rhin supérieur
Carte 3.2 : Régions géographiques et relief
Carte 3.3 : Hydrogéologie de la zone d'étude
Carte 3.4 : Occupation du sol au sein de la zone d'étude
Carte 3.5 : Stations de traitement des eaux usées au droit de la nappe du Rhin supérieur et des bassins versants qui y sont connectés
Carte 3.6 : Localisation des sites pilotes
Carte 3.7 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote de la Birs
Carte 3.8 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote de la Wiese
Carte 3.9 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote de l'Ill
Carte 3.10 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote de la Kinzig
Carte 3.11 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote du Landgraben
Carte 3.12 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote du Winkelbach

Chapitre 4

Carte 4.1 : Réseau transfrontalier des points de mesure du projet ERMES-ii-Rhin, avec identification des points communs à la campagne ERMES 2016

Chapitre 5

Carte 5.1 : Concentration en nitrates par point de mesure
Carte 5.2 : Quantification et dépassement des valeurs seuils transfrontalières en pesticides et métabolites
Carte 5.3 : Quantification et dépassement des valeurs seuils transfrontalières des pesticides et métabolites les plus retrouvés
Carte 5.4 : Évolution 2016-2024 du dépassement des valeurs seuils transfrontalières
Carte 5.5 : Évolution 2016-2024 de la somme totale en pesticides
Carte 5.6 : Quantification et dépassement de la valeur seuil pour les 20 PFAS de la Directive EDCH
Carte 5.7 : Dépassements concomitants des seuils pour la somme des 20 PFAS de la Directive EDCH et de la somme des 4 PFAS cibles de l'EFSA
Carte 5.8 : Quantification et dépassement individuel de la valeur de 0,1 µg/L des huit PFAS les plus retrouvés
Carte 5.9 : Évolution 2016-2024 de la somme totale des 14 PFAS communs
Carte 5.10 : Concentration en TFA par point de mesure
Carte 5.11 : Quantification et dépassement des valeurs cibles des substances pharmaceutiques
Carte 5.12 : Quantification et dépassement des valeurs seuils transfrontalières des 6 substances pharmaceutiques les plus retrouvées
Carte 5.13 : Évolution 2016-2024 de la somme totale en substances pharmaceutiques
Carte 5.14 : Quantification des quatre édulcorants
Carte 5.15 : Quantification et dépassement de la valeur seuil transfrontalière de la somme du tétrachloroéthylène et du trichloroéthylène

VERZEICHNIS DER KARTEN, ABBILDUNGEN UND TABELLEN

KARTEN

Kapitel 3

Karte 3.1: Geografische Lage des Grundwassersystems am Oberrhein
Karte 3.2: Geografische Regionen und Relief im Untersuchungsgebiet
Karte 3.3: Hydrogeologie des Untersuchungsgebiets
Karte 3.4: Landnutzung innerhalb des Untersuchungsgebiets
Karte 3.5: Kläranlagen (KLA) im Untersuchungsgebiet und den damit verbundenen Einzugsgebieten
Karte 3.6: Lage der Pilotgebiete
Karte 3.7: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Birs
Karte 3.8: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Wiese
Karte 3.9: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Ill
Karte 3.10: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Kinzig
Karte 3.11: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Landgraben
Karte 3.12: Hydrogeologischer und geologischer Kontext des Pilotgebietes Winkelbach

Kapitel 4

Karte 4.1: Grenzüberschreitendes Messnetz des Projekts ERMES-ii-Rhein mit Kennzeichnung der konsistenten Messstellen aus der Kampagne ERMES 2016

Kapitel 5

Karte 5.1: Nitratkonzentration pro Messstelle
Karte 5.2: Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für PSM und Metaboliten
Karte 5.3: Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte der am häufigsten vorkommenden Pflanzenschutzmittel und Metaboliten
Karte 5.4: Entwicklung 2016–2024 der konsistenten Messstellen mit neuen Schwellenwertüber- bzw. -unterschreitungen
Karte 5.5: Entwicklung 2016-2024 der PSM-Konzentrationssumme
Karte 5.6: Quantifizierung und Überschreitung des Schwellenwertes für die 20 PFAS der Trinkwasserrichtlinie
Karte 5.7: Überschreitung der Schwellenwerte für die „Summe PFAS-20" der Trinkwasser-Richtlinie und der „Summe PFAS-4" der EFSA
Karte 5.8: Quantifizierung und Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes von 0,1 µg/L der acht am häufigsten nachgewiesenen PFAS
Karte 5.9: Entwicklung 2016-2024 der Gesamtsumme der 14 gemeinsamen PFAS
Karte 5.10: TFA-Konzentration pro Messstelle
Karte 5.11: Quantifizierung und Überschreitung der Zielwerte für pharmazeutische Substanzen
Karte 5.12: Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte der 6 am häufigsten vorkommenden pharmazeutischen Substanzen
Karte 5.13: Entwicklung 2016–2024 der Gesamtsumme der pharmazeutischen Substanzen
Karte 5.14: Quantifizierung der vier Süßstoffe

Carte 5.16 : Concentration en chlorures par point de mesure
Carte 5.17 : Fréquence de détermination et de dépassement des valeurs seuils des oligo-éléments arsenic, fer, manganèse et uranium
Carte 5.18 : Concentration en perchlorates par point de mesure
Carte 5.19 : Concentration en EDTA par point de mesure
Carte 5.20 : Concentration en benzotriazole par point de mesure
Carte 5.21 : Qualité des eaux souterraines au regard des critères communs de potabilité
Carte 5.22 : Nombre de micropolluants quantifiés par point de mesure

Chapitre 6

Carte 6.1 : Site pilote de la Birs avec les points de prélèvement (points marqués) et les isohypses des eaux souterraines (lignes bleues)
Carte 6.2 : Points de mesure pris en compte pour la réalisation du graphique des conditions hydrologiques et hydrogéologiques du site pilote de l'Ill lors des campagnes de mesure du projet
Carte 6.3 : Concentrations en substances pharmaceutiques sur les trois campagnes

Chapitre 7

Carte 7.1 : Nombre de substances quantifiées par points de mesure parmi les 19 substances indicatrices de rejets de STEU retenues
Carte 7.2 : Points de l'axe 1, localisés en Rhénanie-Palatinat et en Alsace, pour lesquels des analyses NTS ont été réalisées
Carte 7.3 : Processus « Salinisation/Influence Rhin » : Balance ILR [Cl-]/[HCO3-]
Carte 7.4 : Processus « Apports nitrates/ Fond chlorures anthropisé » : balance ILR [NO3-]/[Cl-]
Carte 7.5 : Processus « Dénitrification possible/Dénitrification improbable » : balance ILR ([NH4+], [Fe], [Mn]/[NO3-])
Carte 7.6 : Typologie multiprocessus

Karte 5.15: Quantifizierung und Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für die Summe von Tetrachlorethen und Trichlorethen
Karte 5.16: Chloridkonzentration pro Messstelle
Karte 5.17: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der Schwellenwerte der Spurenelemente Arsen, Eisen, Mangan und Uran
Karte 5.18: Perchloratkonzentration pro Messstelle
Karte 5.19: EDTA-Konzentration pro Messpunkt
Karte 5.20: Benzotriazolkonzentration pro Messstelle
Karte 5.21: Grundwasserqualität im Hinblick auf die gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität
Karte 5.22: Anzahl der quantifizierten Spurenstoffe pro Messstelle

Kapitel 6

Karte 6.1: Pilotgebiet Birs mit Probenahmestellen (Punkte mit Beschriftung) und Isohypsen des Grundwassers (blaue Linien)
Karte 6.2: Messpunkte, die für die Erstellung der Grafik der hydrologischen und hydrogeologischen Bedingungen des Pilotgebiet Ill während der Messkampagnen des Projekts berücksichtigt wurden
Karte 6.3: Konzentrationen von pharmazeutischen Substanzen in den drei Kampagnen

Kapitel 7

Karte 7.1: Anzahl der 19 identifizierten Abwasserindikatoren pro Messstelle
Karte 7.2: Grundwassermessstellen von Schwerpunkt 1 in Rheinland-Pfalz und im Elsass, an denen NTS-Analysen durchgeführt wurden
Karte 7.3: Prozess „Versalzung/Rheineinfluss": ILR-Balance [Cl-]/[HCO3-]
Karte 7.4: Prozess „Nitrateinträge/Anthropogener Chlorid-Hintergrund": ILR-Balance [NO3-]/[Cl-]
Karte 7.5: Prozess „Denitrifikation möglich/Denitrifikation unwahrscheinlich": ILR-Balance ([NH4+], [Fe], [Mn])/[NO3-]
Karte 7.6: Multiprozess-Typologie

FIGURES

Chapitre 2

Figure 2.1 : Représentation schématique des échanges nappe/rivière

Chapitre 3

Figure 3.1 : Classe d'occupation des sols sur la zone d'étude
Figure 3.2 : Sites des analyses non ciblées
Figure 3.3 : Vue aérienne de la station d'épuration de Steinen du site pilote de la Wiese
Figure 3.4 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées d'Ensisheim du site pilote de l'Ill
Figure 3.5 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées de Meyenheim du site pilote de l'Ill
Figure 3.6 : Rejet de sortie de la station de traitement des eaux usées d'Ensisheim
Figure 3.7 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées d'Offenbourg-Griesheim dans le site pilote du Mühlbach
Figure 3.8 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées de Grünstadt du site pilote du Landgraben
Figure 3.9 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées de Bensheim dans le site pilote du Winkelbach et rejet des eaux usées traitées dans le Mühl- et Mittelgraben
Figure 3.10 : Photographies de la Wiese dans la région de Lange Erlen
Figure 3.11 : Photographies de l'Ill
Figure 3.12 : Coupe hydrogéologique simplifiée à hauteur de Meyenheim sur le site pilote de l'Ill
Figure 3.13 : Kinzig au niveau de sa confluence avec le Mühlbach après la STEU d'Offenbourg et au point de mesure d'eau de surface OGew 3 près de Willstätt
Figure 3.14 : Mühlgraben et Mittelgraben ; Winkelbach après la confluence du Mühlgraben et du Mittelgraben

Chapitre 4

Figure 4.1 : Familles et nombre de paramètres recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin
Figure 4.2 : Répartition des usages des ouvrages par région partenaire
Figure 4.3 : Prélèvement ponctuel en milieu agricole en Alsace
Figure 4.4 : Prélèvements moyennés 24 h à la station d'épuration de Meyenheim sur le site pilote de l'Ill, le 26 septembre 2023
Figure 4.5 : Mise en place d'un POCIS dans une cage métallique de protection pour un prélèvement ESU sur le site pilote de l'Ill le 6 septembre 2023
Figure 4.6 : Programme analytique commun aux trois compartiments (ESO, ESU, STEU) pour chacun des sites pilotes

Chapitre 5

Figure 5.1 : Répartition des classes de concentration et fréquences de dépassement des valeurs seuils en nitrates par région
Figure 5.2 : Distribution statistique des valeurs de concentration en nitrates par région
Figure 5.3 : Fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils par région pour les trois paramètres azotés
Figure 5.4 : Évolution 2009-2016-2024 des classes de concentration et des fréquences de dépassement des valeurs seuils en nitrates
Figure 5.5 : Évolution 2009-2016-2024 des classes de concentration supérieures à 50 mg/L en nitrates
Figure 5.6 : Évolution 2009-2016-2024 de la moyenne, de la médiane et du percentile 95 en nitrates

ABBILDUNGEN

Kapitel 2

Abbildung 2.1: Schematische Darstellung der Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer

Kapitel 3

Abbildung 3.1: Landnutzungsklasse im Untersuchungsgebiet
Abbildung 3.2: Die Standorte für die Non-Target-Screening-Untersuchungen
Abbildung 3.3: Luftaufnahme der Kläranlage Steinen im Pilotgebiet an der Wiese
Abbildung 3.4: Luftaufnahme der Kläranlage von Ensisheim im Pilotgebiet Ill
Abbildung 3.5: Luftaufnahme der Kläranlage von Meyenheim im Pilotgebiet Ill
Abbildung 3.6: Auslauf der Kläranlage von Ensisheim
Abbildung 3.7: Luftaufnahme der Verbandskläranlage Offenburg-Griesheim im Pilotgebiet am Mühlbach
Abbildung 3.8: Luftaufnahme der kommunalen Kläranlage in Grünstadt im Pilotgebiet Landgraben
Abbildung 3.9: Luftaufnahme der kommunalen Kläranlage in Bensheim im Pilotgebiet Winkelbach und Einleitung des gereinigten Abwassers on den Mühl- und Mittelgraben
Abbildung 3.10: Fotos der Wiese im Bereich der Langen Erlen
Abbildung 3.11: Fotos der Ill
Abbildung 3.12: Vereinfachter hydrogeologischer Schnitt auf Höhe von Meyenheim im Pilotgebiet Ill
Abbildung 3.13: Kinzig im Pilotgebiet an der Mündung des Mühlbachs in die Kinzig nach der KLA Offenburg und an der Oberflächenmessstelle OGew 3 bei Willstätt
Abbildung 3.14: Mühl- und Mittelgraben; Winkelbach nach Einmündung des Mühl- und Mittelgraben

Kapitel 4

Abbildung 4.1: Stoffgruppen und Anzahl der im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten Parameter
Abbildung 4.2: Nutzung der Messstellen nach Partnerregion
Abbildung 4.3: Punktuelle Probenahme an einem landwirtschaftlich genutzten Standort im Elsass
Abbildung 4.4: 24-Stunden-Mischproben an der Kläranlage Meyenheim, Pilotgebiet an der Ill, 26. September 2023
Abbildung 4.5: Installation eines POCIS in einem Metallschutzkäfig für eine Oberflächenwasserprobenahme im Pilotgebiet an der Ill, 6. September 2023
Abbildung 4.6: Gemeinsames Analyseprogramm aller drei Kompartimente (GW, OW, KLA) für jedes Pilotgebiet

Kapitel 5

Abbildung 5.1: Verteilung der Konzentrationsklassen und Anteil der Messstellen mit Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes für Nitrat nach Region
Abbildung 5.2: Statistische Verteilung der Nitratkonzentrationen nach Region
Abbildung 5.3: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte nach Region für die drei Stickstoffparameter
Abbildung 5.4: Entwicklung 2009-2016-2024 der Konzentrationsklassen und Anteil der Messstellen mit Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes für Nitrat
Abbildung 5.5: Entwicklung 2009–2016–2024 der Nitratkonzentrationen über 50 mg/L

Figure 5.7 : Représentation schématique des couleurs des classes de concentrations des graphiques et cartes du chapitre 5.2.
Figure 5.8 : Répartition des classes de concentrations et fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières en pesticides et métabolites par région
Figure 5.9 : Caractérisation de la présence des pesticides et des métabolites : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières, indicateurs statistiques
Figure 5.10 : Fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières par région pour les six groupes de substances les plus retrouvées
Figure 5.11 : Évolution 2016-2024 des classes de concentrations et des fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières
Figure 5.12 : Évolution 2016-2024 de la fréquence de dépassement des valeurs seuils transfrontalières
Figure 5.13 : Évolution 2016-2024 de la somme totale en pesticides
Figure 5.14 : Évolution 2016-2024 des fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières de potabilité par substance
Figure 5.15 : Répartition des classes de concentration et fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil par région pour les 20 PFAS de la Directive EDCH
Figure 5.16 : Répartition des classes de concentration et fréquences des dépassements concomitants des seuils par région pour la somme me des 20 PFAS de la Directive EDCH et de la somme des 4 PFAS cibles de l'EFSA
Figure 5.17 : Caractérisation de la présence des PFAS recherchés : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières, indicateurs statistiques
Figure 5.18 : Fréquence de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L pour les 20 PFAS de la liste EDCH par région pour les huit PFAS les plus retrouvés
Figure 5.19 : Évolution 2016-2024 des classes de concentration et des fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L sur les 14 PFAS communs
Figure 5.20 : Évolution 2016-2024 de la somme totale des 14 PFAS communs
Figure 5.21 : Transformation de pesticides fluorés en TFA : l'exemple du flufénacet
Figure 5.22 : Répartition des classes de concentration en TFA par région
Figure 5.23 : Distribution statistique des concentrations en TFA par région
Figure 5.24 : Répartition des concentrations en TFA selon la classe de concentration en nitrates
Figure 5.25 : Répartition des classes de concentration et fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières par région pour les substances pharmaceutiques
Figure 5.26 : Caractérisation de la présence des substances pharmaceutiques : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières, indicateurs statistiques
Figure 5.27 : Fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil pour les six substances pharmaceutiques les plus retrouvées
Figure 5.28 : Évolution 2016-2024 des classes de concentration et des fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière pour la somme des substances pharmaceutiques
Figure 5.29 : Évolution 2016-2024 de la somme totale en substances pharmaceutiques
Figure 5.30 : Évolution 2016-2024 des fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières par substance

Abbildung 5.6: Entwicklung 2009-2016-2024 des Durchschnittswertes, des Medianwertes und des 95. Perzentils für Nitrat
Abbildung 5.7: Schematische Darstellung der Farben der Konzentrationsklassen in den Grafiken und Karten des Kapitels 5.2.
Abbildung 5.8: Aufteilung der Konzentrationsklassen und Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für PSM und Metaboliten nach Region
Abbildung 5.9: Charakterisierung des Vorhandenseins von PSM und Metaboliten: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte, Statistische Indikatoren
Abbildung 5.10: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte nach Teilgebiet für die sechs am häufigsten nachgewiesenen Stoffgruppen
Abbildung 5.11: Entwicklung der Konzentrationsklassen, der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte 2016–2024
Abbildung 5.12: Entwicklung der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte
Abbildung 5.13: Entwicklung 2016-2024 der PSM-Gesamtsumme
Abbildung 5.14: Entwicklung 2016–2024 der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte pro Substanz
Abbildung 5.15: Aufteilung der Konzentrationsklassen nach Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für den Parameter „Summe PFAS-20" nach Region
Abbildung 5.16: Aufteilung der Konzentrationsklassen und Häufigkeit der Überschreitung der Schwellenwerte für die „Summe PFAS-20" der Trinkwasserrichtlinie und die „Summe PFAS-4" der EFSA nach Region
Abbildung 5.17 :Charakterisierung der untersuchten PFAS: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der Trinkwassergrenzwerte, Statistische Indikatoren
Abbildung 5.18: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwertes von 0,1 µg/L für die acht am häufigsten nachgewiesenen PFAS nach Region
Abbildung 5.19: Entwicklung 2016–2024 der Konzentrationsklassen nach der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts von 0,1 µg/L für die 14 gemeinsamen PFAS
Abbildung 5.20: Entwicklung 2016–2024 der Gesamtsumme der 14 gemeinsamen PFAS
Abbildung 5.21: Abbau von fluorierten Pflanzenschutzmittel zu TFA am Beispiel von Flufenacet
Abbildung 5.22: Verteilung der Konzentrationsklassen von TFA nach Region
Abbildung 5.23: Statistische Verteilung der TFA-Konzentrationen nach Region
Abbildung 5.24: Verteilung der TFA-Konzentrationen bei geringen (kleiner oder gleich 25 mg/L) und bei erhöhten (größer 25 mg/L) Nitratkonzentrationen
Abbildung 5.25: Verteilung der Konzentrationsklassen nach Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für pharmazeutische Substanzen nach Region
Abbildung 5.26: Charakterisierung des Nachweises pharmazeutischer Substanzen: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der Trinkwassergrenzwerte, Statistische Indikatoren
Abbildung 5.27: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des Schwellenwerts für die sechs am häufigsten vorkommenden pharmazeutischen Substanzen

Figure 5.31 : Caractérisation de la présence des quatre édulcorants : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières, indicateurs statistiques
Figure 5.32 : Évolution 2016-2024 des fréquences de quantification pour les quatre édulcorants communs
Figure 5.33 : Caractérisation de la présence des COHV : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières, indicateurs statistiques
Figure 5.34 : Répartition des classes de concentration et fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière par région pour la somme du tétrachloroéthylène et du trichloroéthylène
Figure 5.35 : Évolution de la fréquence des dépassements de la valeur seuil transfrontalière pour la somme des concentrations de tétrachloroéthène et de trichloroéthène par région entre 2009, 2016 et 2024
Figure 5.36 : Caractérisation de la présence des hydrocarbures mono- et polycyliques : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières, indicateurs statistiques
Figure 5.37 : Répartition des classes de concentration et fréquences de dépassement des valeurs seuils par région en chlorures
Figure 5.38 : Évolution 2009-2016-2024 de la moyenne, de la médiane et du percentile 95 en chlorures
Figure 5.39 : Évolution 2009-2016-2024 des classes de concentration et de la fréquence de dépassement de la valeur seuil transfrontalière pour les chlorures
Figure 5.40 : Caractérisation de la présence des éléments traces métalliques et métalloïdes : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières, indicateurs statistiques
Figure 5.41 : Fréquence de quantification et fréquence de dépassement des valeurs limites transfrontalières par région pour les quatre éléments suivants : arsenic, fer, manganèse et uranium
Figure 5.42 : Répartition des classes de concentration et fréquence de dépassement des valeurs seuils par région pour les perchlorates
Figure 5.43 : Répartition des classes de concentration et fréquence de dépassement des valeurs seuils par région pour l'EDTA
Figure 5.44 : Répartition des classes de concentration et fréquence de dépassement des valeurs seuils par région pour le benzotriazole
Figure 5.45 : Représentation schématique des classes de concentration des graphiques et cartes du chapitre 5.10
Figure 5.46 : Fréquences de dépassement des critères communs de potabilité par région partenaire
Figure 5.47 : Pourcentage de points de mesure dépassant les critères communs de potabilité par famille de substances
Figure 5.48 : Fréquence de dépassements des critères communs de potabilité par paramètre déclassant
Figure 5.49 : Nombre de points dépassant les critères communs de potabilité pour les trois familles de paramètres induisant le plus de dépassement de valeur seuil
Figure 5.50 : Fréquences de dépassements des critères communs de potabilité et/ou relatifs aux autres valeurs de référence par région partenaire
Figure 5.51 : Fréquence de dépassements des critères communs de potabilité et/ou relatifs aux valeurs guides d'orientation sanitaires, par paramètre
Figure 5.52 : Évolution 2016-2024 des fréquences de dépassement des valeurs seuils transfrontalières relatives aux limites de qualité pour l'eau potable

Abbildung 5.28: Entwicklung 2016–2024 der Konzentrationsklassen nach Häufigkeit der Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte der pharmazeutischen Substanzen
Abbildung 5.29: Entwicklung 2016–2024 der Gesamtsumme der pharmazeutischen Substanzen
Abbildung 5.30: Entwicklung 2016–2024 der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte pro Substanz
Abbildung 5.31: Charakterisierung des Nachweises der vier Süßstoffe: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der Trinkwassergrenzwerte, Statistische Indikatoren
Abbildung 5.32: Entwicklung 2016–2024 der Bestimmungshäufigkeit für die vier in beiden Beobachtungszeiträumen untersuchten Süßstoffe
Abbildung 5.33: Charakterisierung des Nachweises der LHKW: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der Trinkwassergrenzwerte, Statistische Indikatoren
Abbildung 5.34: Aufteilung der Konzentrationsklassen nach Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für die Summe aus Tetrachlorethen und Trichlorethen nach Region
Abbildung 5.35: Entwicklung der Häufigkeit der Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für die Konzentrationssumme von Tetrachlorethen und Trichlorethen pro Region zwischen 2009, 2016 und 2024
Abbildung 5.36: Charakterisierung des Nachweises von mono- und polyzyklischen Kohlenwasserstoffen: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der Trinkwassergrenzwerte, Statistische Indikatoren
Abbildung 5.37: Verteilung der Konzentrationsklassen und Überschreitungshäufigkeit des Schwellenwerts für Chlorid nach Region
Abbildung 5.38: Entwicklung 2009-2016-2024 des Durchschnittswertes, des Medianwertes und des 95. Perzentils für Chlorid
Abbildung 5.39: Entwicklung 2009-2016-2024 der Konzentrationsklassen und der Häufigkeit der Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für Chlorid
Abbildung 5.40: Charakterisierung des Nachweises der metallischen Spurenelemente und Halbmetalle: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der Trinkwassergrenzwerte, Statistische Indikatoren
Abbildung 5.41: Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte nach Region für die vier Elemente Arsen, Eisen, Mangan und Uran
Abbildung 5.42: Verteilung der Konzentrationsklassen und Überschreitungshäufigkeit der Schwellenwerte nach Region für Perchlorate
Abbildung 5.43: Verteilung der Konzentrationsklassen und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts nach Region für EDTA
Abbildung 5.44: Verteilung der Konzentrationsklassen und Überschreitungshäufigkeit der Schwellenwerte nach Region für Benzotriazol
Abbildung 5.45: Schematische Darstellung der Konzentrationsklassen der Grafiken und Karten in diesem Kapitel 5.10
Abbildung 5.46: Häufigkeit der Überschreitung der gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität
Abbildung 5.47: Anteil der Messstellen pro Stoffgruppe, die die gemeinsamen Qualitätskriterien überschreiten
Abbildung 5.48: Überschreitungshäufigkeit der gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität pro Parameter mit Überschreitungen
Abbildung 5.49: Anzahl der Messstellen, die die gemeinsamen Trinkwasserkriterien für die drei Stoffgruppen überschreiten, die am häufigsten zu einer Überschreitung der Schwellenwerte führen

Figure 5.53 : Distribution des micropolluants en fonction du percentile 95 rapporté à la valeur seuil transfrontalière et fréquence de quantification
Figure 5.54 : Histogramme du nombre de points selon le nombre de micropolluants quantifiés

Chapitre 6

Figure 6.1 : Représentation simplifiée du réseau de points de mesure qualité des six sites pilotes du projet ERMES-ii-Rhin
Figure 6.2 : Nombre de substances détectées par point de mesure et par famille
Figure 6.3 : Concentration totale des substances par famille et par point de mesure
Figure 6.4 : Concentration des substances détectées dans la Birs et les eaux souterraines (substances du groupe BG 1)
Figure 6.5 : Analyse par grappes des points de mesure dans le site pilote de la Birs
Figure 6.6 : Répartition des intensités maximales des substances inconnues (boîtes noires) et nombre de pics mesurés (marques rouges) dans les profils (n=1352) des mesures en triplicats des points de mesure en mode d'ionisation positive
Figure 6.7 : Situation hydraulique lors de l'échantillonnage par temps sec (campagne 1)
Figure 6.8 : Situation hydraulique lors de l'échantillonnage au cours de l'évènement pluvieux (campagne 2)
Figure 6.9 : Nombre de substances quantifiées par point de mesure, classées par famille de substances
Figure 6.10 : Somme totale des concentrations par point de mesure, par famille de substances
Figure 6.11 : Concentrations maximales des substances par point de mesure
Figure 6.12 : Nombre de substances quantifiées par point de mesure, classées par famille de substances
Figure 6.13 : Somme totale des concentrations par point de mesure, par famille de substances
Figure 6.14 : Concentrations maximales des substances par point de mesure
Figure 6.15 : Calendrier des campagnes de mesure avec les conditions hydrologiques et hydrogéologiques sur le site pilote de l'Ill
Figure 6.16 : Diagramme de Piper des points d'eau souterraine (ESO) et superficielle (ESU) du site pilote de l'Ill
Figure 6.17 : Isotopes stables de l'eau : distinction des eaux du Rhin des précipitations locales dans les ESU, les ESO et les STEU en périodes de hautes eaux
Figure 6.18 : Évolution du taux de bore et des isotopes du bore dans les eaux usées sur les 20 ans en Alsace (2003-2023) et comparaison hautes eaux-basses eaux pour ESU et ESO
Figure 6.19 : Relation de l'anomalie en gadolinium (Gd/Gd*) et des concentrations en carbamazépine, STEU, ESU et ESO
Figure 6.20 : Nombre de substances quantifiées par point de mesure lors des campagnes 1 (haut), 2 (milieu) et 3 (bas)
Figure 6.21 : Somme des concentrations par famille et par point de mesure lors des trois campagnes du site pilote de l'Ill (C1 : haut, C2 : milieu, C3 : bas)
Figure 6.22 : Valeurs maximales des substances mesurées en STEU, en ESU et en ESO pour les trois campagnes dans la zone Aval Ensisheim (C1 : haut, C2 : milieu, C3 : bas)
Figure 6.23 : Valeurs maximales des substances mesurées en STEU, en ESU et en ESO pour les trois campagnes dans la zone Aval Meyenheim (C1 : haut, C2 : milieu, C3 : bas)
Figure 6.24 : Analyse en composantes principales (ACP) et classification hiérarchique des échantillons STEU, ESU et ESO

Abbildung 5.50: Überschreitungshäufigkeit der gemeinsamen Qualitätskriterien und gesundheitsbezogenen Richtwerte nach Region
Abbildung 5.51: Überschreitungshäufigkeit der gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität und der gesundheitsbezogenen Richtwerte nach Parameter
Abbildung 5.52: Entwicklung 2016-2024 der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für die Trinkwasserqualität
Abbildung 5.53: Verteilung der Spurenstoffe nach dem 95. Perzentil bezogen auf den grenzüberschreitenden Schwellenwert und die Bestimmungshäufigkeit
Abbildung 5.54: Histogramm der Messstellenanzahl, gruppiert nach der Anzahl der quantifizierten Spurenstoffe

Kapitel 6

Abbildung 6.1: Vereinfachte Darstellung der Grundwassermessstellen in den sechs Pilotgebieten des Projekts ERMES-ii-Rhein
Abbildung 6.2: Anzahl der pro Messpunkt nachgewiesenen Substanzen aufgeteilt in Stoffgruppen
Abbildung 6.3: Summierte Konzentration der Substanzen pro Stoffgruppe je Messpunkt
Abbildung 6.4: Konzentrationen der Substanzen, die in der Birs und dem Grundwasser nachgewiesen (Substanzen der Gruppe BG 1)
Abbildung 6.5: Clusteranalyse der Messstellen im Pilotgebiet Birs
Abbildung 6.6: Verteilung von Peak-Intensitäten unbekannter Substanzen (schwarze Boxplots) und Anzahlen gemessener Peaks (rote Markierungen) in den Profilen (n = 1352) der Triplikat-Messungen der Messpunkte im positiven Ionisierungsmodus
Abbildung 6.7: Hydraulische Situation während der Trockenwetterbeprobung (Kampagne 1)
Abbildung 6.8: Hydraulische Situation während der Ereignisbeprobung (Kampagne 2)
Abbildung 6.9: Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Stoffe nach Stoffgruppe
Abbildung 6.10: Gesamtsumme der Konzentrationen pro Messstelle nach Stoffgruppe
Abbildung 6.11: Maximale Stoff-Konzentrationen pro Messstelle
Abbildung 6.12: Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Stoffe nach Stoffgruppe
Abbildung 6.13: Gesamtsumme der Konzentrationen pro Messstelle nach Stoffgruppe
Abbildung 6.14: Maximale Stoff-Konzentration pro Messstelle
Abbildung 6.15: Zeiträume der Messkampagnen im Pilotgebiet Ill mit den jeweiligen hydrologischen und hydrogeologischen Bedingungen
Abbildung 6.16: Piper-Diagramm der Grundwasser- (GW) und Oberflächenmessstellen (OW) des Pilotgebiets Ill
Abbildung 6.17: Stabile Isotope des Wassers: Unterscheidung zwischen Rheinwasser und lokalen Niederschlägen in OW, GW und KLA bei hohem Wasserstand
Abbildung 6.18: Entwicklung des Borgehalts und der Borisotope im Abwasser über einen Zeitraum von 20 Jahren im Elsass (2003–2023) und Vergleich zwischen Hochwasser und Niedrigwasser für OW und GW
Abbildung 6.19: Zusammenhang zwischen Gadolinium-Anomalie (Gd/Gd*) und Carbamazepin-Konzentrationen, KLA, OW und GW
Abbildung 6.20: Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Stoffe während der Kampagnen 1 (oben), 2 (Mitte) und 3 (unten)
Abbildung 6.21: Summe der Konzentrationen nach Stoffgruppe und Messstelle während der drei Kampagnen im Pilotgebiet Ill (C1: oberer Abschnitt, C2: mittlerer Abschnitt, C3: unterer Abschnitt)
Abbildung 6.22: Höchstwerte der in der KLA, OW und GW gemessenen Stoffe für die drei Messkampagnen im Abschnitt Unterlauf Ensisheim (C1: oben, C2: Mitte; C3: unten)

Figure 6.25 : Diagramme de Venn du nombre de composés identifiés dans les échantillons ESU, ESO et STEU
Figure 6.26 : Analyse en composantes principales (ACP) et classification hiérarchique ascendante des échantillons STEU, ESU et ESO pour les campagnes d'octobre 2023, de février et d'avril 2024
Figure 6.27 : Heatmap du signal normalisé des molécules entre la campagne 1, 2 et 3 en fonction des familles de molécules
Figure 6.28 : Répartition des molécules détectées par prélèvements ponctuels et intégratifs POCIS pour chaque compartiment STEU, ESU, ESO
Figure 6.29 : Diagramme volcan des features non identifiés vs composés identifiés avec la base de données suspect BRGM
Figure 6.30 : Nombre de substances quantifiées par point de mesure par famille de substances pour la campagne 1 (à gauche) et la campagne 2 (à droite) du site pilote de la Kinzig
Figure 6.31 : Somme totale des concentrations de substances par point de mesure par famille de substances pour la campagne 1 (à gauche) et la campagne 2 (à droite) du site pilote de la Kinzig
Figure 6.32 : Concentrations maximales de substances par type de point de mesure pour la campagne 1 (à gauche) et la campagne 2 (à droite) du site pilote de la Kinzig
Figure 6.33 : Nombre (marquage rouge) et intensités (boîtes à moustaches) de tous les pics quantifiés pour tous les échantillons ESU (OGew et canal) et ESO des deux campagnes 1 et 2 en mode de mesure positif
Figure 6.34 : Analyse en composantes principales (ACP) de tous les échantillons (à l'exception du décanteur secondaire et du bassin de rétention des eaux de pluies) dans les deux campagnes en mode d'ionisation positif
Figure 6.35 : Analyse en composantes principales (ACP) des échantillons d'eau souterraine prélevés lors des deux campagnes en mode d'ionisation positif
Figure 6.36 : Nombre de features dans les quatre échantillons du site pilote du 8 août 2023
Figure 6.37 : Intensités totales dans les quatre échantillons du site pilote du 8 août 2023
Figure 6.38 : Nombre de features dans les échantillons prélevés à Obersülzen PN 2 (eaux de surface en aval de la station d'épuration) et à Dirmstein (point de mesure ESO) le 8 août 2023
Figure 6.39 : Intensités totales des features dans les échantillons Obersülzen PN 2 (eaux de surface derrière la station d'épuration) et Dirmstein (point de mesure ESO) le 8 août 2023
Figure 6.40 : Nombre de features dans les quatre échantillons prélevés sur le site pilote le 11 septembre 2023
Figure 6.41 : Intensités totales dans les quatre échantillons prélevés sur le site pilote le 11 septembre 2023
Figure 6.42 : Nombre de features dans les échantillons prélevés à Obersülzen PN2 (point ESU en aval de la station d'épuration) et à Dirmstein (point de mesure ESO) le 11 septembre 2023
Figure 6.43 : Intensités totales des features dans les échantillons prélevés à Obersülzen PN2 (point ESU en aval de la station d'épuration) et à Dirmstein (point de mesure ESO) le 8 août 2023
Figure 6.44 : a) Nombre et b) Somme des hauteurs de pic de toutes les substances cibles détectées pour tous les échantillons des deux campagnes K1 et K2
Figure 6.45 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales réalisée avec toutes les cibles et tous les échantillons
Figure 6.46 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales réalisée avec toutes les cibles et les échantillons d'eau souterraine
Figure 6.47 : a) Nombre et b) Somme des hauteurs de pic de toutes les émissions détectées pour tous les échantillons des deux campagnes K1 et K2 (mode de mesure positif)

Abbildung 6.23: Höchstwerte der in der KLA, OW und GW gemessenen Stoffe für die drei Kampagnen im Abschnitt Unterlauf Meyenheim (C1: oben, C2: Mitte; C3: unten)
Abbildung 6.24: Hauptkomponentenanalyse (HKA) und hierarchische Klassifizierung der KLA-, OW- und GW-Proben
Abbildung 6.25: Venn-Diagramm der Anzahl der in den OW-, GW- und KLA-Proben identifizierten Verbindungenund
Abbildung 6.26: Hauptkomponentenanalyse und aufsteigende hierarchische Klassifizierung der KLA-, OW- und GW-Proben für die Kampagnen im Oktober 2023, Februar und April 2024
Abbildung 6.27: Heatmap des normalisierten Signals der Stoffe zwischen Kampagne 1, 2 und 3 nach Stoffgruppen
Abbildung 6.28: Verteilung der Stoffe, die durch punktuelle Probenahme und integrative POCIS-Probenahme in jedem Kompartiment (KLA, OW, GW) nachgewiesen wurden
Abbildung 6.29: Streudiagramm der nicht identifizierten Features im Vergleich zu den mit der Datenbank der Verdachtsverbindungen des BRGM identifizierten Verbindungen
Abbildung 6.30: Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Stoffe nach Stoffgruppe für Kampagne 1 (links) und Kampagne 2 (rechts) im Pilotgebiet Kinzig
Abbildung 6.31: Gesamtsumme der Stoffkonzentrationen pro Messstelle nach Stoffgruppe für Kampagne 1 (links) und Kampagne 2 (rechts) im Pilotgebiet Kinzig
Abbildung 6.32: Maximale Stoffkonzentrationen nach Art der Messstellen für Kampagne 1 (links) und Kampagne 2 (rechts) im Pilotgebiet Kinzig
Abbildung 6.33: Anzahl (rote Markierung) und Intensitäten (Boxplots) aller detektierter Peaks für alle OW-Proben (OGew und Kanal) und GW-Proben aus beiden Kampagnen 1 und 2 im positiven Messmodus
Abbildung 6.34: Hauptkomponentenanalyse (PCA) aller Proben (ausgenommen NKB und RÜB) in beiden Kampagnen im positiven Messmodus
Abbildung 6.35: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Grundwasser-Proben in beiden Kampagnen im positiven Messmodus
Abbildung 6.36: Anzahl der Features in den vier Proben des Pilotstandorts vom 8. August 2023
Abbildung 6.37: Gesamtintensitäten in den vier Proben des Pilotstandorts vom 8. August 2023
Abbildung 6.38: Anzahl von Features in den Proben Obersülzen PN 2 (Oberflächengewässer hinter der Kläranlage) und Dirmstein (Grundwassermessstelle) am 8. August 2023
Abbildung 6.39: Gesamtintensitäten der Features in den Proben Obersülzen PN 2 (Oberflächengewässer hinter der Kläranlage und Dirmstein (Grundwassermessstelle) am 8. August 2023
Abbildung 6.40: Anzahl der Features in den vier Proben des Pilotstandorts vom 11. September 2023
Abbildung 6.41: Gesamtintensitäten in den vier Proben des Pilotstandorts vom 11. September 2023
Abbildung 6.42: Anzahl von Features in den Proben Obersülzen PN 2 (Oberflächengewässer hinter der Kläranlage) und Dirmstein (Grundwassermessstelle) am 11. September 2023
Abbildung 6.43: Gesamtintensitäten der Features in den Proben Obersülzen PN 2 (Oberflächengewässer hinter der Kläranlage und Dirmstein (Grundwassermessstelle) am 11. September 2023
Abbildung 6.44: a) Anzahl und b) Summe der Peakhöhen aller detektierter Target-Verbindungen für alle Proben aus den beiden Kampagnen K1 und K2
Abbildung 6.45: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Targets und allen Proben durchgeführt wurde
Abbildung 6.46: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Targets und den Grundwasserproben durchgeführt wurde

Figure 6.48 : a) Nombre et b) Somme des hauteurs de pic de toutes les émissions détectées pour tous les échantillons des deux campagnes K1 et K2 (mode de mesure négatif)
Figure 6.49 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales, réalisée avec toutes les features et tous les échantillons (mode de mesure positif)
Figure 6.50 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales, réalisée avec toutes les features et tous les échantillons (mode de mesure négatif)
Figure 6.51 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales, réalisée avec toutes les features et tous les échantillons d'eau souterraine (mode de mesure positif)
Figure 6.52 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales, réalisée avec toutes les features et tous les échantillons d'eau souterraine (mode de mesure négatif)

Chapitre 7

Figure 7.1 : Concentrations mesurées par substance en rejet de STEU, par site pilote et campagnes de mesure pour les 50 substances les plus quantifiées
Figure 7.2 : Rapport des concentrations aval/amont par substance, site pilote et campagne de mesure pour les eaux de surface (ESU) pour les 83 substances présentant un rapport moyen supérieur à 1
Figure 7.3 : Rapport des concentrations aval/amont par substance, site pilote et campagne de mesure pour les eaux souterraines (ESO) pour les 58 substances présentant un rapport moyen supérieur à 1
Figure 7.4 : Distribution des micropolluants de l'axe 1 en fonction du percentile 95 rapporté à la valeur seuil transfrontalière et la fréquence de quantification, et mise en valeur des substances indicatrices de STEU identifiées
Figure 7.5 : Répartition des classes des molécules identifiées dans les onze points de la nappe d'Alsace par NTS

Chapitre 9

Figure 9.1 : Fréquence de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière par substance ou famille de substances, pour les micropolluants organiques et les macro- et micropolluants inorganiques

Abbildung 6.47: a) Anzahl und b) Summe der Peakhöhen aller detektierter für alle Proben aus den beiden Kampagnen K1 und K2 (positiver Messmodus)
Abbildung 6.48: a) Anzahl und b) Summe der Peakhöhen aller detektierter für alle Proben aus den beiden Kampagnen K1 und K2 (negativer Messmodus)
Abbildung 6.49: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Features und allen Proben durchgeführt wurde (positiver Messmodus)
Abbildung 6.50: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Features und allen Proben durchgeführt wurde (negativer Messmodus)
Abbildung 6.51: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Features und allen Grundwasserproben durchgeführt wurde (positiver Messmodus)
Abbildung 6.52: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Features und allen Grundwasserproben durchgeführt wurde (negativer Messmodus)

Kapitel 7

Abbildung 7.1: Gemessene Konzentrationen pro Stoff in KLA-Einleitungen, nach Pilotgebiet und Messkampagnen für die 50 am häufigsten quantifizierten Stoffe
Abbildung 7.2: Verhältnis der Zustrom-/Abstrom-Konzentrationen nach Stoff, Pilotgebiet und Messkampagne im OW für die 83 Stoffe mit einem durchschnittlichen Verhältnis größer 1
Abbildung 7.3: Verhältnis der Zustrom-/Abstrom-Konzentrationen nach Stoff, Pilotgebiet und Messkampagne im GW für die 58 Stoffe mit einem durchschnittlichen Verhältnis über 1
Abbildung 7.4: Verteilung der Spurenstoffe von Schwerpunkt 1 nach dem 95. Perzentil bezogen auf den grenzüberschreitenden Schwellenwert und die Bestimmungshäufigkeit mit Hervorhebung der Abwasserindikatoren
Abbildung 7.5: Verteilung der Stoffe auf die Stoffgruppen, die an den elf Messstellen des elsässischen Grundwassers durch NTS identifiziert wurden

Kapitel 9

Abbildung 9.1: Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts nach Stoff oder Stoffgruppe für organische Spurenstoffe sowie anorganische Makro- und Mikroschadstoffe

TABLEAUX

Chapitre 3

Tableau 3.1 : Distance des points de prélèvement par rapport à la Birs

Chapitre 4

Tableau 4.1 : Liste des familles de paramètres étudiées et couleurs associées

Tableau 4.2 : Définition des classes de concentrations et couleurs associées pour les paramètres et familles présentant une limite de qualité européenne ou nationale au regard des critères de potabilité

Tableau 4.3 : Classes de concentrations et couleurs associées remplaçant la classe « bleu-gris » pour les paramètres présentant une limite de qualité européenne ou nationale au regard des critères de potabilité, et pouvant être présents de manière naturelle

Tableau 4.4 : Définition des classes de concentrations et couleurs associées pour les paramètres ne présentant pas de limite de qualité européenne ou nationale au regard des critères de potabilité

Tableau 4.5 : Nombre et densité de points de mesure par région partenaire et comparaison avec le projet ERMES 2016

Tableau 4.6 : Typologie des techniques de prélèvements par site pilote

Tableau 4.7 : Protocoles communs pour la préparation d'échantillons d'eau en vue d'une analyse non ciblée

Tableau 4.8 : Formes et couleurs de représentation des points de mesure par type d'eau

Chapitre 5

Tableau 5.1 : Limites de quantification par partenaire et par paramètre pour les paramètres azotés

Tableau 5.2 : Chiffres clés des volumes totaux de pesticides vendus à des fins agricoles dans les pays partenaires du projet ERMES-ii-Rhin en 2023

Tableau 5.3 : Liste et caractéristiques des 70 pesticides et métabolites recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin

Tableau 5.4 : Liste des 61 pesticides communs aux campagnes 2016 et 2024

Tableau 5.5 : Liste et caractéristiques des PFAS recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin

Tableau 5.6 : Limites de quantification par partenaire des 23 PFAS

Tableau 5.7 : Liste des 14 PFAS communs aux campagnes 2016 et 2024

Tableau 5.8 : Valeurs de gestion et normes pour le TFA provenant d'autres pays européens

Tableau 5.9 : Valeurs de graduation et valeurs seuils transfrontalières prises en compte pour l'interprétation des résultats pour le TFA

Tableau 5.10 : Liste et caractéristiques des substances pharmaceutiques recherchées dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin

Tableau 5.11 : Limites de quantification par partenaire des 28 substances pharmaceutiques

Tableau 5.12 : Liste des 23 substances pharmaceutiques communes aux campagnes 2016 et 2024

Tableau 5.13 : Liste et caractéristiques des quatre édulcorants recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin

Tableau 5.14 : Limites de quantification harmonisées des quatre éléments traces

Tableau 5.15 : Évolution des indicateurs statistiques entre 2016 et 2024 pour le fer, le manganèse, l'arsenic et l'uranium

Tableau 5.16 : Liste des substances prises en compte et de leurs critères communs de potabilité et/ou relatifs aux valeurs à orientation sanitaires

TABELLEN

Kapitel 3

Tabelle 3.1: Abstand der Probenahmestellen zur Birs

Kapitel 4

Tabelle 4.1: Liste der untersuchten Parametergruppen und zugehörige Farben

Tabelle 4.2: Definition der Konzentrationsklassen und der zugehörigen Farben für Parameter und Gruppen, für die es europäische oder nationale Trinkwassergrenzwerte gibt

Tabelle 4.3: Konzentrationsklassen und zugehörige Farben, die die Klasse „Blaugrau" für Parameter ersetzen, für die es einen europäischen oder nationalen Trinkwassergrenzwert gibt und die natürlich vorkommen können

Tabelle 4.4: Definition der Konzentrationsklassen und der zugehörigen Farben für Parameter, für die es keine europäischen oder nationalen Trinkwassergrenzwerte gibt

Tabelle 4.5: Anzahl und Dichte der Messstellen pro Partnerregion und Vergleich mit dem Projekt ERMES 2016

Tabelle 4.6: Typologie der Probenahmetechniken nach Pilotgebiet

Tabelle 4.7: Gemeinsame Protokolle für die Vorbereitung der NTS-Proben

Tabelle 4.8: Symbole und Farben zur Darstellung der Messstellen nach Wasserart

Kapitel 5

Tabelle 5.1: Bestimmungsgrenzen pro Partner und Parameter für Stickstoffparameter

Tabelle 5.2: Kennzahlen zum Gesamtabsatz von PSM für landwirtschaftliche Zwecke in den Partnerländern des Projekts ERMES-ii-Rhein im Jahr 2023

Tabelle 5.3: Liste und Eigenschaften der 70 PSM und Metaboliten, die im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersucht wurden

Tabelle 5.4: Liste der 61 PSM, die in den Kampagnen 2016 und 2024 gemeinsam untersucht wurden

Tabelle 5.5: Liste und Eigenschaften der im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten PFAS

Tabelle 5.6: Bestimmungsgrenze nach Partner für die 23 PFAS

Tabelle 5.7: Liste der 14 PFAS, die sowohl in den Kampagnen 2016 als auch 2024 untersucht wurden

Tabelle 5.8: Verwaltungswerte und Normen für TFA in anderen europäischen Ländern

Tabelle 5.9: Die zur Interpretation der TFA-Ergebnisse berücksichtigten Skalenwerte und grenzüberschreitenden Schwellenwerte

Tabelle 5.10: Liste und Eigenschaften der im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten pharmazeutischen Substanzen

Tabelle 5.11: Bestimmungsgrenzen nach Partner und Parameter für die 28 pharmazeutischen Substanzen

Tabelle 5.12: Liste der in den Kampagnen 2016 und 2024 untersuchten 23 pharmazeutischen Substanzen

Tabelle 5.13: Liste und Eigenschaften der vier im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten Süßstoffe

Tabelle 5.14: Vereinheitlichte Bestimmungsgrenzen für die vier Spurenelemente

Tabelle 5.15: Entwicklung der statistischen Indikatoren zwischen 2016 und 2024 für Eisen, Mangan, Arsen und Uran

Tabelle 5.16: Liste der berücksichtigten Stoffe und ihrer gemeinsamen Trinkwasser-Schwellenwerte und/oder gesundheitsbezogenen Richtwerte

Chapitre 6

Tableau 6.1 : Coefficients de partage octanol-eau (log K_{ow}) de tous les micropolluants

Tableau 6.2 : Type d'échantillonnage et d'analyse par type de points de mesure sur le site pilote de l'Ill

Tableau 6.3 : Type d'échantillonnage et d'analyse selon le type de point de mesure dans le site pilote de la Kinzig

Tableau 6.4 : Résumé à l'échelle de chaque site pilote des nombres de features recherchés (toutes campagnes et échantillons confondus) et de substances identifiées

Chapitre 7

Tableau 7.1 : Nombre de substances organiques recherchées par site pilote et communes aux trois compartiments STEU, ESU et ESO

Tableau 7.2 : Liste des critères de sélection des substances indicatrices de STEU

Tableau 7.3 : Liste des points ESU amont et aval utilisés par site pilote pour le calcul des rapports aval/amont

Tableau 7.4 : Liste des points ESO amont et aval utilisés par site pilote pour le calcul des rapports aval/amont

Tableau 7.5 : Liste des 40 substances présélectionnées comme potentiellement indicatrices de STEU sur la base des critères C1 et C2

Kapitel 6

Tabelle 6.1: Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (log K_{OW}) von allen Spurenstoffen

Tabelle 6.2: Probenahme- und Analysearten nach Messstellentyp im Pilotgebiet Ill

Tabelle 6.3: Liste der Art der Probenahme und Analyse nach Art der Messstelle im Pilotgebiet Kinzig

Tabelle 6.4: Überblick der untersuchten Features (übergreifend für alle Kampagnen und Proben) und identifizierten Stoffe für jedes Pilotgebiet

Kapitel 7

Tabelle 7.1: Anzahl der pro Pilotgebiet und pro Wasserart (KLA, OW, GW) untersuchten organischen Spurenstoffe

Tabelle 7.2: Auswahlkriterien für die Abwasserindikatoren

Tabelle 7.3: Liste der stromaufwärts und stromabwärts liegenden OW-Messstellen, die für die Pilotgebiete zur Berechnung der Konzentrationsverhältnisse [OWstromabwärts/ OWstromaufwärts] verwendet wurden

Tabelle 7.4: Liste der stromaufwärts und stromabwärts gelegenen GW-Messstellen, die in den Pilotgebieten für die Berechnung der Zustrom-Abstrom-Verhältnisse verwendet wurden

Tabelle 7.5: Liste der 40 Stoffe, die anhand der Kriterien C1 und C2 als potenzielle Abwasserindikatoren vorausgewählt wurden



Introduction

Einleitung

1 Introduction

La nappe phréatique rhénane représente une ressource essentielle pour le territoire du Rhin supérieur. Il est essentiel de préserver la quantité et la qualité chimique des eaux souterraines dans la vallée du Rhin supérieur.

Depuis trente ans, les partenaires allemands, français et suisses conduisent des projets transfrontaliers pour étudier la qualité des eaux souterraines de la nappe du Rhin supérieur, à une fréquence d'environ six ans. Ces états des lieux constituent des jalons structurants d'une coopération transfrontalière opérationnelle, indispensable à la connaissance et à la protection durable de cette ressource en eau.

Ces diagnostics communs fournissent des références essentielles pour apprécier l'évolution de la qualité des eaux souterraines, évaluer l'effet des mesures mises en œuvre pour réduire la pollution et les pressions subies par les eaux souterraines, et orienter la hiérarchisation des actions et mesures à conduire à l'échelle des différents territoires.

Le précédent projet, ERMES-Rhin (2016-2018), avait mis en exergue pour la première fois, à l'échelle transfrontalière de l'aquifère, la présence d'une grande diversité de micropolluants. Parmi ceux-ci figurent notamment des substances émergentes encore peu étudiées, telles que les PFAS, des métabolites de pesticides, des composés pharmaceutiques ainsi que certains adjuvants alimentaires. Il avait pointé l'importance de poursuivre le suivi et d'améliorer les connaissances sur ces substances, notamment les micropolluants issus des rejets de stations de traitement des eaux usées (STEU).

Forte de cette expérience, la coopération transfrontalière se poursuit à travers **le présent projet, Interreg VI ERMES-ii-Rhin 2022-2025**.

Ce projet associe deux axes de travail, correspondant à deux échelles géographiques :

Un état des lieux global de la présence de micropolluants dans la nappe phréatique du Rhin supérieur a été mené (axe 1), en se consacrant spécifiquement aux micropolluants d'origine anthropique. Cette étude vise d'une part à améliorer les connaissances sur les micropolluants émergents, c'est-à-dire les micropolluants qui ne font pas (encore) l'objet d'une surveillance systématique, et d'autre part à approfondir les connaissances sur les polluants qui sont au-

1 Einleitung

Das Grundwasser des Oberrheingrabens stellt eine wesentliche Ressource für das gesamte Oberrheingebiet dar. Der Erhalt eines guten mengenmäßigen und chemischen Zustands des Grundwassers im Oberrheingraben ist von zentraler Bedeutung.

Seit dreißig Jahren führen deutsche, französische und schweizerische Partner etwa alle sechs Jahre grenzüberschreitende Projekte zur Bewertung der Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben durch. Diese Bestandsaufnahmen sind die Meilensteine einer konkreten grenzüberschreitenden Zusammenarbeit, die für die Erforschung und den nachhaltigen Schutz dieser Wasserressource unerlässlich ist.

Die gemeinsamen Untersuchungen liefern wichtige Referenzwerte für die Beurteilung der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit, die Bewertung der Wirksamkeit der zur Verringerung der Verschmutzung bzw. Grundwasserbelastungen ergriffenen Maßnahmen und die Priorisierung der in den verschiedenen Gebieten durchzuführenden Aktionen und Maßnahmen.

Das Vorgängerprojekt ERMES-Rhein (2016-2018) hatte erstmals auf grenzüberschreitender Ebene das Vorhandensein einer großen Vielfalt von Spurenstoffen im Grundwasser des Oberrheingrabens nachgewiesen. Dazu gehören in erster Linie noch wenig untersuchte neuartige Stoffe wie PFAS, Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln, pharmazeutische Substanzen sowie einige Lebensmittelzusatzstoffe. Das Vorgängerprojekt hatte die Notwendigkeit aufgezeigt, die Überwachung fortzusetzen und das Wissen über diese Stoffe zu verbessern, insbesondere über den Spurenstoffeintrag aus Kläranlageneinleitungen.

Basierend auf diesen Erkenntnissen wurde die grenzüberschreitende Zusammenarbeit im Rahmen **des vorliegenden Projekts Interreg VI ERMES-ii-Rhein 2022-2025 fortgeführt**.

Das Projekt umfasst zwei Arbeitsschwerpunkte mit zwei geografischen Untersuchungsebenen:

Im Rahmen von Schwerpunkt 1 wurde eine umfassende Bestandsaufnahme der Spurenstoffbelastung des Grundwassers im Oberrheingraben durchgeführt, wobei der Fokus speziell auf anthropogenen Spurenstoffen lag. Diese Untersuchungen zielen darauf ab, zum einen das Wissen über

jourd'hui suivis. Au total, 181 paramètres ont été étudiés, dont 144 micropolluants.

Le deuxième axe complète le diagnostic transfrontalier en s'intéressant aux transferts de micropolluants issus des rejets de STEU, à travers les cours d'eau et les eaux souterraines. Sur six sites pilotes, comprenant chacun au moins un tronçon de rivière et sa nappe d'accompagnement, les partenaires du projet ont réalisé des analyses ciblées à l'échelle locale.

En outre, par ces deux axes, le projet ERMES-ii-Rhin poursuit la **volonté d'être précurseur dans l'identification de nouveaux polluants émergents**, compte tenu de la grande diversité de micropolluants susceptibles de contaminer la nappe rhénane. Dans ce cadre, **des méthodes d'analyses innovantes ont été mises en œuvre afin de compléter les approches ciblées.**

En fonction des partenaires du projet, les résultats d'analyses proviennent de prélèvements réalisés entre janvier 2022 et décembre 2024 pour l'axe 1, et entre janvier 2023 et octobre 2024 pour l'axe 2.

Les résultats exposés dans ce rapport ont vocation à constituer un socle technique de référence sur la qualité de la ressource en eaux souterraines, à destination des acteurs techniques et scientifiques. Ils visent également à servir d'instruments d'aide à la décision pour les responsables politiques du territoire du Rhin supérieur.

neuartige Spurenstoffe, also Spurenstoffe die (noch) nicht systematisch überwacht werden, zu verbessern und zum anderen das Wissen über Substanzen, die bisher systematisch überwacht werden, zu intensivieren. Insgesamt wurden 181 Parameter analysiert, darunter 144 Spurenstoffe.

Ergänzend zu dieser grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme wurde im **Schwerpunkt 2 der Transfer von Spurenstoffen aus Kläranlageneinleitungen über Oberflächengewässer in das Grundwasser untersucht.** In sechs Pilotgebieten, die jeweils mindestens einen Oberflächengewässerabschnitt und das zugehörige Grundwasser umfassen, wurden von allen Projektpartnern gezielt lokal ausgerichtete (Fokus-)Analysen durchgeführt.

Darüber hinaus setzte sich das Projekt ERMES-ii-Rhein mit diesen beiden Schwerpunkten das Ziel, angesichts der Vielzahl an Spurenstoffen, die zur Verschmutzung des Grundwassers im Oberrheingraben führen können, eine **Vorreiterrolle bei der Identifizierung neuartiger Schadstoffe** zu spielen. Im Hinblick darauf **wurden ergänzend zu den gezielten Untersuchungen innovative Analysemethoden eingesetzt.**

Je nach Projektpartner stammen die Analyseergebnisse aus Probenahmen, die für Schwerpunkt 1 zwischen Januar 2022 und Dezember 2024 und für Schwerpunkt 2 zwischen Januar 2023 und Oktober 2024 durchgeführt wurden.

Die in diesem Bericht dargestellten Ergebnisse verstehen sich als fachliche Referenzgrundlage zur Grundwasserqualität für technische und wissenschaftliche Akteure. Ferner sollen sie den politischen Entscheidungsträgern am Oberrhein als Entscheidungshilfe dienen.

Avertissements au lecteur

Le projet ERMES-ii-Rhin évalue la qualité générale des couches superficielles de la nappe du Rhin supérieur, à l'échelle transfrontalière et régionale.

Les résultats présentés ne constituent pas un diagnostic de la qualité de l'eau distribuée au robinet (eau potable), mais des eaux brutes souterraines.

Lorsque ces eaux brutes sont utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, elles font l'objet d'un contrôle sanitaire strict et, au besoin, des procédés de traitements physicochimiques adaptés sont utilisés.

L'intention affichée par les acteurs du domaine de l'eau dans l'espace du Rhin supérieur est de disposer d'une eau souterraine de qualité suffisante, de sorte à garantir une eau potable sans traitement complexe, et de manière durable. Ainsi, les eaux souterraines subvenant majoritairement aux besoins en eau destinée à la consommation humaine, leur qualité est principalement évaluée en fonction de critères communs de potabilité.

Les résultats du projet sont présentés au regard de normes en vigueur en date de décembre 2024.

Les résultats du projet ont été comparés à des valeurs seuils transfrontalières définies spécifiquement pour cette étude, afin de disposer d'un référentiel commun. Pour certains paramètres, l'absence de normes européennes harmonisées conduit à la mise en place de stratégies différentes d'un pays partenaire à l'autre. Par conséquent, les valeurs seuils transfrontalières utilisées peuvent différer de celles appliquées en contexte réglementaire national, ce qui est à prendre en compte dans la lecture des résultats.

Warnhinweise für den Leser

Das Projekt ERMES-ii-Rhein bewertet die allgemeine Qualität des oberflächennahen Grundwassers im Oberrheingraben auf grenzüberschreitender und lokaler/regionaler Ebene.

Die vorgestellten Ergebnisse stellen keine Bewertung der Qualität des Leitungswassers (Trinkwassers) dar, sondern beziehen sich auf das Rohwasser.

Wenn dieses Rohwasser für die Gewinnung von Wasser für den menschlichen Gebrauch verwendet wird, unterliegt es strengen Gesundheitskontrollen und wird bei Bedarf geeigneten physikalisch-chemischen Aufbereitungsverfahren unterzogen.

Die Akteure der Wasserwirtschaft am Oberrhein setzen sich das Ziel, über Grundwasser in ausreichender Qualität zu verfügen, um die Trinkwasserversorgung ohne aufwändige Aufbereitung nachhaltig gewährleisten zu können. Da Trinkwasser größtenteils aus Grundwasser gewonnen wird, wird dessen Qualität in erster Linie anhand gemeinsamer Trinkwasserkriterien bewertet.

Bei der Darstellung der Ergebnisse des Projekts wurden die im Dezember 2024 geltenden Normen zugrunde gelegt.

Die Ergebnisse des Projekts wurden mit grenzüberschreitenden Schwellenwerten verglichen, die eigens für diese Untersuchung festgelegt wurden, um einen gemeinsamen Bezugsrahmen zu schaffen. Bei bestimmten Parametern, für die es keine einheitlichen europäischen Normen gibt, verfolgen die Partnerländer unterschiedliche Strategien. Daher ist es möglich, dass die verwendeten grenzüberschreitenden Schwellenwerte von national verbindlichen Werten abweichen. Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.



Motivations et objectifs

2.1. Contexte p. 22

2.2. Objectifs et enjeux du projet ERMES-ii-Rhin p. 26

2.3. Structure et concept du projet ERMES-ii-Rhin p. 29

Motivation und Ziele

2.1. Kontext p. 22

2.2. Ziele und Herausforderungen des Projekts ERMES-ii-Rhein p. 26

2.3. Aufbau und Konzept des Projekts ERMES-ii-Rhein p. 29

2 Motivations et objectifs

2 Motivation und Ziele

2.1. Contexte

La nappe du Rhin supérieur, une ressource essentielle mais vulnérable

Le Fossé rhénan supérieur abrite la plus grande réserve d'eau souterraine d'Europe occidentale : la nappe phréatique rhénane. À cheval entre trois pays (Suisse, France, Allemagne), cette ressource subvient aux besoins en eau potable de plusieurs millions d'habitants. Elle joue également un rôle essentiel pour le développement de nombreuses activités économiques, en particulier agricoles et industrielles. De surcroît, cette nappe phréatique constitue un patrimoine naturel remarquable à forte valeur écologique.

Le maintien ou le rétablissement du bon état qualitatif de la nappe phréatique rhénane représente un enjeu majeur pour garantir la pérennité de ses fonctions, en particulier l'alimentation en eau potable.

C'est pourquoi les acteurs du domaine de l'eau du territoire du Rhin supérieur, dont l'IAWR (Association internationale des services d'alimentation en eau potable du bassin versant rhénan), ont formulé un objectif commun : « Dans le bassin versant du Rhin, le Rhin et ses affluents, y compris les lacs et les nappes phréatiques, doivent être protégés de sorte que la qualité des ressources en eau […] permette de produire de l'eau potable en utilisant uniquement des procédés de traitement quasi naturels » (https://fr.iawr.org/).

Cependant, la nappe phréatique rhénane présente une forte vulnérabilité aux pollutions, liée aux caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère (forte perméabilité, faible profondeur) et aux pressions anthropiques exercées à sa surface. En effet, le territoire du Rhin supérieur est densément peuplé et présente de nombreuses activités humaines, notamment urbaines, agricoles et industrielles (cf. **Chapitre 3.1.**) qui conduisent à l'usage et au rejet volontaire ou non d'une multitude de substances chimiques dans l'environnement (eaux, sols et atmosphère).

Parmi ces substances, les micropolluants font l'objet d'une préoccupation croissante en raison de leur impact potentiel sur la qualité de l'eau.

2.1. Kontext

Das Grundwasser des Oberrheingrabens – eine wichtige, aber gefährdete Ressource

Der Oberrheingraben ist der größte Grundwasserspeicher Westeuropas. Die Ressource erstreckt sich über drei Länder (Schweiz, Frankreich, Deutschland) und ist für die Trinkwasserversorgung von mehreren Millionen Menschen von entscheidender Bedeutung. Auch für zahlreiche wirtschaftliche Tätigkeiten, insbesondere in Landwirtschaft und Industrie, spielt dieser Vorrat eine wesentliche Rolle. Darüber hinaus stellt dieses Grundwassersystem ein herausragendes Naturerbe von hohem ökologischem Wert dar.

Die Bewahrung bzw. Wiederherstellung einer guten Grundwasserqualität ist eine entscheidende Voraussetzung für die Gewährleistung einer nachhaltigen Nutzung, insbesondere für die Trinkwasserversorgung.

Aus diesem Grund haben die Akteure der Wasserwirtschaft am Oberrhein, u.a. die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR) folgendes Ziel formuliert: „Im Rheineinzugsgebiet sind der Rhein mit seinen Nebenflüssen einschließlich der Seen und Grundwasserkörper so zu schützen, dass die Wasserqualität der Trinkwasser-Ressourcen es erlaubt, mit lediglich naturnahen Aufbereitungsverfahren Trinkwasser zu gewinnen". (www.iawr.org)

Das Grundwasser im Oberrheingraben ist jedoch aufgrund der hydrogeologischen Eigenschaften des Aquifers (hohe Durchlässigkeit, geringe Tiefe) sowie anthropogener Verunreinigungen sehr anfällig. Das Gebiet ist dicht besiedelt und zahlreiche anthropogene Aktivitäten insbesondere im städtischen Raum sowie in Landwirtschaft und Industrie (s. **Kapitel 3.1.**) bringen die Verwendung und die absichtliche oder unbeabsichtigte Freisetzung einer Vielzahl von chemischen Stoffen in die Umwelt (Wasser, Boden und Atmosphäre) mit sich.

Zu diesen Substanzen zählen Spurenstoffe, die aufgrund ihrer potenziellen Auswirkungen auf die Wasserqualität zunehmend Anlass zur Sorge geben.

Les micropolluants, des substances toxiques rejetées massivement

Définition

Un micropolluant organique est une substance qui présente une action toxique à des concentrations très faibles, de l'ordre du microgramme par litre (µg/L, 10^{-6} g/L) ou du nanogramme par litre (ng/L, 10^{-9} g/L). Ces composés, pour la plupart très persistants, peuvent, selon leur comportement environnemental, s'accumuler dans le milieu aquatique et les réseaux trophiques, en nuisant à toutes les espèces, y compris l'être humain.

Essentiellement d'origine anthropique, les micropolluants appartiennent à différentes familles chimiques ou d'usage, dont les principales sont :

- les pesticides, issus majoritairement des activités agricoles ;
- les PFAS, d'origines très diverses : industrielle, domestique mais également agricole ;
- les substances pharmaceutiques, issues de leur utilisation domestique et médicale, et des rejets industriels ;
- les adjuvants alimentaires comme les édulcorants, d'origine domestique par leur mode de consommation ;
- les composés organiques volatils comme les COHV, les hydrocarbures et autres composés aromatiques, d'origine industrielle principalement ;
- les biocides, les détergents et les plastifiants, d'origine industrielle et domestique.

Le large éventail d'usages de ces substances entraîne de facto un risque accru d'émission vers l'environnement, ce qui peut ensuite aboutir à leur transfert dans les eaux souterraines.

Une grande partie des substances présentes dans les eaux souterraines proviennent d'apports diffus (épandages de pesticides, lessivages de surfaces urbaines contaminées, retombées atmosphériques, etc.).

Les stations de traitement des eaux usées (STEU) constituent également une voie d'apport de micropolluants. Elles déversent en continu via leurs effluents, un nombre conséquent de substances qui sont utilisées dans un cadre domestique et industriel. En effet, dans la majorité des cas, les STEU ne sont pas équipées de traitements spécifiques permettant d'abattre les micropolluants. Ces derniers rejoignent alors en grande partie les cours d'eau.

Défi et prise en compte croissante des micropolluants

À partir des années 2000, les performances des analyses chimiques ont considérablement progressé grâce à l'apparition des techniques à haute résolution. Ces avancées techniques ont marqué le lancement d'études scientifiques pionnières menées à l'échelle internationale, y compris au

Spurenstoffe, in großen Mengen freigesetzte Schadstoffe

Definition

Spurenstoffe sind Substanzen, die bereits in sehr geringen Konzentrationen, d.h. in der Größenordnung eines Mikrogramms pro Liter (µg/L, 10^{-6} g/L) oder eines Nanogramms pro Liter (ng/L, 10^{-9} g/L), eine schädliche Wirkung haben. Diese größtenteils sehr persistenten Verbindungen können sich je nach ihrem Umweltverhalten in der aquatischen Umwelt oder in der Nahrungskette anreichern und alle Spezies, einschließlich des Menschen beeinträchtigen.

Spurenstoffe sind im Wesentlichen anthropogenen Ursprungs. Sie gehören verschiedenen chemischen Stoffgruppen an und dienen unterschiedlichen Verwendungszwecken, darunter vor allem:

- Pflanzenschutzmittel, die überwiegend aus der Landwirtschaft stammen
- PFAS, die aus sehr unterschiedlichen Bereichen stammen: Industrie, private Haushalte, Landwirtschaft
- Pharmazeutische Substanzen, die aus dem privaten und medizinischen Gebrauch sowie aus Industrieeinleitungen stammen
- Lebensmittelzusätze wie Süßstoffe, die infolge ihres Verzehrs aus privaten Haushalten stammen
- flüchtige organische Verbindungen wie LHKW, Kohlenwasserstoffe und andere aromatische Verbindungen, hauptsächlich industriellen Ursprungs
- Biozide, Reinigungsmittel und Weichmacher, die aus der Industrie und aus privaten Haushalten stammen.

Aufgrund des breiten Anwendungsspektrums dieser Substanzen erhöht sich de facto das Risiko einer ständigen oder punktuellen Freisetzung in die Umwelt, was zu ihrem Eintrag in das Grundwasser führen kann.

Ein Großteil der im Grundwasser vorhandenen Stoffe stammt aus diffusen Einträgen (Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln, Auswaschungen aus kontaminierten städtischen Flächen, atmosphärische Deposition usw.).

Auch Kläranlagen (KLA) sind ein wichtiger Eintragsweg für Spurenstoffe, da sie über die Ausläufe kontinuierlich eine Vielzahl von häuslich und industriell verwendeten Stoffen einleiten. In den meisten Fällen sind KLA nicht mit speziellen Verfahren zur Beseitigung von Spurenstoffen ausgestattet. Daher gelangt ein Großteil von ihnen in die Gewässer.

Herausforderungen und zunehmende Berücksichtigung von Spurenstoffen

Seit den 2000er Jahren hat sich die Leistungsfähigkeit chemischer Analysen dank hochauflösender Techniken erheblich verbessert. Diese technischen Fortschritte waren

sein des pays partenaires du projet ERMES-ii-Rhin par des organismes de recherche. Ces études ont permis d'améliorer les connaissances sur la présence de ces contaminants émergents dans l'environnement, en révélant notamment la contamination diffuse de nombreuses masses d'eau de surface et souterraines, parmi lesquelles certaines servent à produire de l'eau potable.

En 2024, l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) a recensé plus de 245 000 substances chimiques, qui constituent des polluants potentiels. Bien qu'il n'existe pas de recensement exhaustif, plus de 100 000 molécules sont considérées comme des micropolluants par les administrations et centres de recherche (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2022).

À l'échelle du Rhin supérieur, des inventaires transfrontaliers de la qualité de la nappe rhénane sont réalisés depuis les années 1990. Les premiers diagnostics se focalisaient principalement sur des polluants dits « historiques » (paramètres azotés, chlorures, etc.) et sur une liste restreinte de micropolluants organiques, où figuraient des pesticides, COHV, et hydrocarbures.

Avec l'évolution des connaissances scientifiques et la prise de conscience grandissante des risques environnementaux et sanitaires associés aux micropolluants, les listes de paramètres recherchés dans le cadre des projets d'inventaires transfrontaliers se sont progressivement enrichies par l'ajout de ces substances.

En ce sens, le projet ERMES-Rhin (2016) a significativement élargi le spectre de micropolluants recherchés, en intégrant un volet sur les polluants dits « émergents », comprenant métabolites de pesticides, PFAS, substances pharmaceutiques, adjuvants alimentaires, etc. Ce projet a significativement amélioré les connaissances sur les micropolluants de la nappe rhénane, en documentant pour la première fois, à l'échelle transfrontalière de l'aquifère, la présence d'une diversité de micropolluants jusque-là peu ou pas analysés, tels que les PFAS.

Les enseignements du projet ERMES-Rhin 2016 ont confirmé que les résultats restent dépendants du choix des substances analysées : on ne détecte que ce que l'on cherche. Ils ont aussi souligné l'intérêt de maintenir la dynamique d'amélioration des connaissances sur les micropolluants identifiés en 2016, en caractérisant davantage leur origine et devenir dans la nappe rhénane.

C'est pourquoi en 2022, les partenaires transfrontaliers ont mis en œuvre un nouveau projet : ERMES-ii-Rhin (2022-2025). Dans la continuité d'ERMES-Rhin 2016, il adopte une démarche prospective fondée sur des méthodes analytiques innovantes qui permettront d'apporter de nouvelles connaissances sur les micropolluants de la nappe du Rhin supérieur, et ainsi de répondre aux attentes des gestionnaires des eaux souterraines confrontés à ce défi.

der Ausgangspunkt für bahnbrechende wissenschaftliche Studien, die auf internationaler Ebene, darunter auch in den Partnerländern des Projekts ERMES-ii-Rhein, von Forschungseinrichtungen durchgeführt wurden. Diese Studien haben zu einem besseren Verständnis des Vorkommens von neuartigen Schadstoffen in der Umwelt beigetragen und insbesondere die diffuse Kontamination zahlreicher Oberflächen- und Grundwasserkörper aufgezeigt, von denen einige zur Trinkwassergewinnung genutzt werden.

2024 hat die Europäische Chemikalienagentur (ECHA) über 245.000 chemische Stoffe erfasst, die potenzielle Schadstoffe darstellen. Obwohl es keine vollständige Erfassung gibt, werden mehr als 100.000 Verbindungen von Behörden und Forschungszentren als Spurenstoffe betrachtet (Wasserbehörde Adour-Garonne, 2022).

Seit den 1990er Jahren werden am Oberrhein grenzüberschreitende Bestandsaufnahmen der Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben durchgeführt. Die ersten Untersuchungen konzentrierten sich hauptsächlich auf sogenannte „historische" Schadstoffe (Stickstoffverbindungen, Chlorid usw.) und auf eine begrenzte Liste organischer Spurenstoffe, darunter Pflanzenschutzmittel, LHKW und Kohlenwasserstoffe.

Im Zuge der Weiterentwicklung der wissenschaftlichen Erkenntnisse und aufgrund des wachsenden Bewusstseins für die mit Spurenstoffen verbundenen Umwelt- und Gesundheitsrisiken wurden die Parameterlisten der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahmen nach und nach um diese Stoffe erweitert.

Vor diesem Hintergrund erweiterte das Projekt ERMES-Rhein (2016) das Spektrum der untersuchten Spurenstoffe erheblich und widmete einen Projektteil den „neuartigen" Spurenstoffen, darunter Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln, PFAS, pharmazeutische Substanzen und Lebensmittelzusatzstoffe. Die Ergebnisse dieses Projekts haben zu einer deutlichen Verbesserung des Wissensstands über Spurenstoffe im Grundwasser des Oberrheingrabens beigetragen und erstmals grenzüberschreitend eine Vielzahl von bisher wenig oder gar nicht untersuchten Spurenstoffen wie PFAS im Grundwasserleiter nachgewiesen.

Die Erkenntnisse aus dem Projekt ERMES-Rhein 2016 haben bestätigt, dass Ergebnisse davon abhängen, welche Stoffe zur Untersuchung ausgewählt werden: Substanzen können nur nachgewiesen werden, wenn man nach ihnen sucht. Ferner wurde deutlich, wie wichtig es ist, das Wissen über die 2016 identifizierten Spurenstoffe weiter zu verbessern und dazu ihre Herkunft und ihren Verbleib im Grundwasser genauer zu charakterisieren.

Aus diesem Grund haben die grenzüberschreitenden Partner im Jahr 2022 ein neues Projekt namens ERMES-ii-Rhein (2022-2025) ins Leben gerufen. In Fortführung von ERMES-Rhein 2016 verfolgt es einen zukunftsorientierten Ansatz unter Einsatz innovativer Analysemethoden, die neue Erkenntnisse über Spurenstoffe im Grundwasser des Oberrheingrabens liefern und damit den Erwartungen der für das Grundwassermanagement zuständigen Stellen angesichts dieser Herausforderung gerecht werden.

Les échanges nappe/rivière favorisent le transfert des micropolluants de STEU vers les eaux souterraines

En régime permanent, près de 60 % de l'eau qui recharge la nappe rhénane provient des cours d'eau (Rhin compris). Ces derniers reçoivent les rejets de STEU et peuvent constituer un accès direct à la nappe phréatique pour les micropolluants.

Les eaux de surface et les eaux souterraines interagissent, tant au niveau quantitatif que qualitatif, entretiennent des relations d'alimentation et de drainage (**Figure 2.1**) et sont interdépendantes. En situation d'alimentation, lorsqu'une pollution affecte une rivière, la nappe peut être rapidement touchée à son tour.

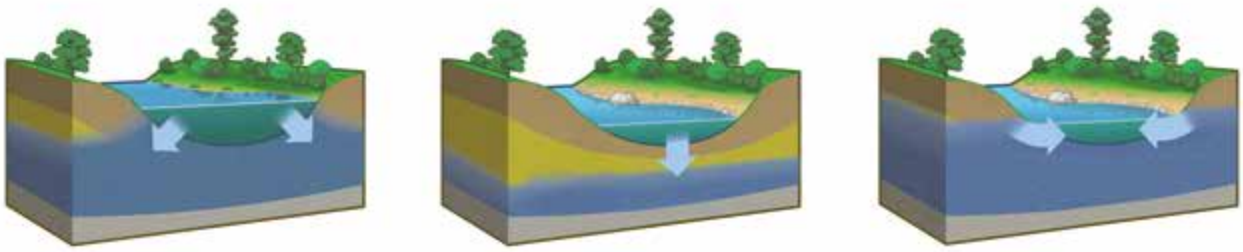
La bonne qualité chimique des rivières est donc un enjeu primordial pour avoir des eaux souterraines de bonne qualité.

Die Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern begünstigt den Eintrag von Spurenstoffen aus Kläranlagen in das Grundwasser

Bei stationärem Abflussregime speist sich das Grundwasser im Oberrheingraben zu fast 60 % aus Flüssen (einschließlich des Rheins). Diese nehmen Kläranlageneinleitungen auf und können so einen Eintragsweg von Spurenstoffen in das Grundwasser darstellen.

Oberflächengewässer und Grundwasser interagieren und hängen sowohl quantitativ als auch qualitativ voneinander ab, indem sie sich gegenseitig speisen und einander Wasser entziehen (**Abbildung 2.1**). Dringt Oberflächenwasser ein, können sich ggf. vorhandene Verunreinigungen schnell auf das Grundwasser übertragen.

Die chemische Beschaffenheit der Oberflächengewässer spielt daher eine wesentliche Rolle für eine gute Grundwasserqualität.



La rivière alimente la nappe
Das Oberflächengewässer infiltriert direkt in das angeschlossene Grundwasser

La rivière alimente la nappe
La rivière est perchée
Das Oberflächengewässer infiltriert durch Zwischenschichten in das Grundwasser
Das Oberflächengewässer liegt über dem Grundwasser

La nappe alimente la rivière
Grundwasser exfiltriert in das Oberflächengewässer

Zone saturée en eau
Gesättigte Zone

Zone non saturée en eau
Ungesättigte Zone

Substratum
Substrat

Figure 2.1 : Représentation schématique des échanges nappe/rivière

Abbildung 2.1: Schematische Darstellung der Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer

2.2.

Objectifs et enjeux du projet ERMES-ii-Rhin

Le projet ERMES-ii-Rhin (2022-2025) s'inscrit donc dans le prolongement des précédents inventaires de la qualité de la nappe rhénane. Il introduit toutefois des approches innovantes visant à renforcer, développer et actualiser les connaissances communes sur cette ressource, notamment en ce qui concerne la présence et la caractérisation des micropolluants.

Transversalement aux cinq grands objectifs du projet détaillés ci-après, rappelons que le projet ERMES-ii-Rhin contribue, grâce à une coopération transfrontalière entre la France, l'Allemagne et la Suisse, au développement de connaissances scientifiques harmonisées sur la nappe phréatique rhénane. Cette mise en réseau des données et des expertises soutient une gestion coordonnée et durable de cette ressource partagée.

Objectif n° 1
Améliorer les connaissances sur les micropolluants à enjeu de la nappe rhénane

Le principal objectif est de poursuivre l'amélioration des connaissances relatives aux micropolluants présents dans la nappe du Rhin supérieur, afin de mieux en comprendre la dynamique.

Ce nouveau projet a notamment pour objectif de consolider, à l'échelle transfrontalière, les résultats obtenus dans le cadre du précédent projet ERMES-Rhin 2016. Les nouveaux résultats 2024 offrent une comparaison et un bilan de l'évolution de plusieurs familles de micropolluants particulièrement préoccupantes, telles que les PFAS, les métabolites de pesticides et les micropolluants indicateurs d'eaux usées.

Même si ce projet se concentre prioritairement sur les micropolluants émergents, le suivi transfrontalier de certains polluants historiques (comme les nitrates ou certains pesticides interdits d'utilisation par exemple) n'a pas été écarté car des contaminations persistent et ne sont pas encore totalement résorbées.

Enfin, la liste des substances recherchées a été révisée afin d'intégrer de nouvelles molécules émergentes dont des métabolites de pesticides, des PFAS comme le TFA, ou des substances pharmaceutiques.

Les connaissances qui découlent des résultats acquis dans cet état des lieux sont fondamentales pour adapter la lutte contre la pollution induite par les composés problématiques. Elles constituent le point de départ d'une évaluation des risques associés et de l'engagement d'actions à prioriser par les acteurs politiques. Pour les polluants historiques, ces nouveaux résultats permettent également de fournir un appui pour estimer l'efficacité des actions déjà engagées.

2.2.

Ziele und Herausforderungen des Projekts ERMES-ii-Rhein

Das Projekt ERMES-ii-Rhein (2022-2025) knüpft, wie oben ausgeführt an frühere Bestandsaufnahmen der Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben an. Durch den Einsatz innovativer Verfahren soll das gemeinsame Wissen über diese Ressource vertieft, weiterentwickelt und aktualisiert werden, insbesondere hinsichtlich des Vorkommens und der Charakterisierung von Spurenstoffen.

Dank der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit zwischen Frankreich, Deutschland und der Schweiz trägt das Projekt ERMES-ii-Rhein mit seinen fünf großen Zielen, die im Folgenden näher erläutert werden, zur Entwicklung gemeinsamer wissenschaftlicher Kenntnisse über das Grundwasser im Oberrheingraben bei. Diese Vernetzung von Daten und Fachwissen ermöglicht eine koordinierte und nachhaltige Bewirtschaftung der gemeinsamen Ressource.

1. Ziel
Verbesserung des Wissensstands über relevante Spurenstoffe im Grundwasser des Oberrheingrabens

Das Hauptziel des Projekts ist es, das Wissen über Spurenstoffe im Grundwasser des Oberrheingrabens weiter zu verbessern, um deren Dynamik besser zu verstehen.

Im Besonderen hat das Projekt zum Ziel, die Ergebnisse des Projekts ERMES-Rhein 2016 durch den Vergleich mit den Ergebnissen von 2024 grenzüberschreitend zu konsolidieren und die Entwicklung mehrerer besonders besorgniserregender oder problematischer Schadstoffgruppen zu bewerten, darunter PFAS, PSM-Metaboliten und Spurenstoffe, die als Abwasserindikatoren dienen.

Auch wenn sich dieses Projekt in erster Linie auf neuartige Spurenstoffe konzentriert, wurde die grenzüberschreitende Untersuchung bestimmter seit langem überwachter Spurenstoffe (wie Nitrat oder einige verbotene PSM) nicht ausgeschlossen, da diese Belastung weiterhin besteht und noch nicht vollständig beseitigt ist.

Die Liste der untersuchten Substanzen wurde um neuartige Schadstoffe erweitert, darunter insbesondere PSM-Metaboliten, PFAS wie TFA und pharmazeutische Substanzen.

Die Erkenntnisse dieser Bestandsaufnahme sind eine wichtige Voraussetzung, um die Maßnahmen zur Bekämpfung von Schadstoffbelastungen anpassen zu können. Sie bilden den Ausgangspunkt für die Bewertung der damit verbundenen Risiken und die Priorisierung von Maßnahmen. In Bezug auf die seit langem untersuchten Schadstoffe gestatten die neuen Ergebnisse die Bewertung der Wirksamkeit bereits ergriffener Maßnahmen.

Objectif n° 2
Évaluer la sensibilité de la nappe rhénane aux transferts de micropolluants via les cours d'eau, en tenant compte des rejets des stations de traitement des eaux usées (STEU)

De nombreux contaminants organiques d'origine domestique et industrielle sont rejetés par la plupart des STEU dans les eaux de surface. Le projet ERMES-Rhin 2016 avait mis en évidence une contamination de la nappe rhénane par certains de ces contaminants dits indicateurs d'eaux usées (substances pharmaceutiques, adjuvants alimentaires, agents complexants, triazoles, etc.).

Le deuxième objectif du projet vise à appréhender la vulnérabilité de la nappe rhénane face aux apports en micropolluants provenant des eaux de surface, en particulier dans les secteurs où les interactions nappe/rivière sont marquées. Une attention particulière a été portée aux rejets des stations de traitement des eaux usées, qui représentent des sources ponctuelles majeures de micropolluants.

Objectif n° 3
Détecter de nouvelles substances organiques non étudiées ou non identifiées jusqu'à présent

Le troisième objectif se positionne en appui des deux premiers et fait suite aux questions soulevées par le projet ERMES-Rhin 2016.

Il s'appuie sur des approches analytiques innovantes, principalement l'analyse non ciblée (NTS pour Non Target Screening) et à titre complémentaire l'échantillonnage passif. Ces techniques permettent de dépasser les limites des approches conventionnelles (prélèvements ponctuels, analyses ciblées) et d'apporter de nouvelles informations sur la présence de micropolluants.

L'analyse non ciblée en particulier joue un rôle central dans le projet ERMES-ii-Rhin en permettant :

- l'identification de nouveaux composés à partir de leurs signatures spectrales ;
- la détection de nouvelles substances, inconnues, grâce à l'exploitation des empreintes spectrales (spectral fingerprints) ;
- de caractériser les eaux des différents compartiments hydrologiques, dans le but d'évaluer l'impact des rejets de STEU dans les cours d'eau et les relations existantes entre les cours d'eau et les eaux souterraines ;
- de constituer une banque de données publique contenant toutes les empreintes spectrales acquises durant le projet, avec l'intérêt majeur de pouvoir réinterroger ces résultats a posteriori. Il sera alors possible, dans le cadre d'un futur projet d'inventaire ou d'un autre programme, d'explorer les signaux spectraux de substances nouvellement identifiées, ou de composés qui n'étaient pas connus au moment des analyses initiales en 2024 ;

2. Ziel
Bewertung der Anfälligkeit des Grundwassers im Oberrheingraben gegenüber dem Eintrag von Spurenstoffen über Oberflächengewässer unter Berücksichtigung von Kläranlageneinleitungen (KLA)

Zahlreiche organische Schadstoffe aus privaten Haushalten und Industrie werden von den meisten Kläranlagen in Oberflächengewässer eingeleitet. Das Projekt ERMES-Rhein 2016 hatte die Belastung des Grundwassers durch bestimmte dieser sogenannten Abwasserindikatoren (Pharmazeutische Substanzen, Lebensmittelzusatzstoffe, Komplexbildner, Triazole usw.) aufgezeigt.

Das zweite Ziel des Projekts besteht darin, die Anfälligkeit des Grundwassers gegenüber dem Eintrag von Spurenstoffe aus Oberflächengewässern zu untersuchen, insbesondere in Gebieten, in denen es zu starken Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer kommt. Besonderes Augenmerk wurde auf Kläranlageneinleitungen gelegt, da diese wichtige Quellen für den punktuellen Eintrag von Spurenstoffen darstellen.

3. Ziel
Nachweis organischer Substanzen, die bisher noch nicht untersucht bzw. nachgewiesen wurden

Dieses dritte Ziel unterstützt die beiden ersten Ziele und knüpft an die Fragestellungen an, die im Rahmen des Projekts ERMES-Rhein 2016 bearbeitet wurden.

Dazu kommen innovative Analysemethoden zum Einsatz, vor allem das Non-Target-Screening (NTS) sowie ergänzend passive Probenahmeverfahren, die über die Grenzen herkömmlicher Methoden (punktuelle Probenahmen, gezielte Analysen) hinausgehen und neue Erkenntnisse über die Belastung mit Spurenstoffe ermöglichen.

Vor allem das NTS spielt im Projekt ERMES-ii-Rhein eine zentrale Rolle. Durch den Einsatz dieser Methode wurde bzw. wird Folgendes ermöglicht:

- Identifizierung neuer Verbindungen anhand ihrer Spektralsignaturen
- Nachweis neuer unbekannter Substanzen durch die Auswertung der Spektralsignaturen („spectral fingerprints")
- Charakterisierung der Gewässer in den verschiedenen Kompartimenten, um die Auswirkungen von Kläranlageneinleitungen in Fließgewässer und die Wechselwirkungen zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser zu bewerten
- Aufbau einer öffentlich zugänglichen Datenbank mit den während des Projekts erfassten Spektralsignaturen. Der größte Gewinn besteht darin, dass diese Ergebnisse später erneut abgefragt werden können, sodass es bei einer künftigen Bestandsaufnahme oder im Rahmen eines anderen Programms möglich sein wird, die Spektralsignaturen von neu identifizierten Substanzen oder von Verbindungen, die zum Zeitpunkt der ersten Analysen

— de contribuer à la mise à jour des listes de substances surveillées pour les prochains projets d'inventaires ou d'autres programmes ;
— de mettre en réseau les connaissances et les expertises des partenaires du projet autour d'une technique analytique complexe.

D'une manière générale, le recours au NTS permet de fournir une vision plus globale et prospective de la contamination de la nappe rhénane, en mettant en évidence des substances émergentes peu étudiées et en découvrant de nouvelles molécules.

Objectif n° 4
Émettre des propositions de solutions pour réduire ou empêcher les contaminations de la nappe phréatique du Rhin supérieur

À partir des résultats obtenus dans le cadre des trois premiers objectifs, les partenaires ont identifié et mis en avant des actions existantes ou à mettre en place afin de réduire ou prévenir la contamination de la nappe rhénane par les micropolluants.

Objectif n° 5
Fournir des outils d'aide à la décision

Résultats et propositions de solutions constituent des outils d'aide à la décision pour les autorités compétentes afin de mettre en œuvre des stratégies de reconquête de la qualité des eaux souterraines. Enfin, le bilan établi est aussi une aide pour évaluer l'efficacité des mesures déjà en place pour réduire les pollutions historiques.

im Jahr 2024 noch nicht bekannt waren, zu untersuchen.
— Beitrag zur Aktualisierung der Listen der überwachten Stoffe für künftige Bestandsaufnahmen oder andere Programme
— Vernetzung von Fachwissen über eine komplexe Analysemethode zwischen den Projektpartnern.

Insgesamt ermöglicht der Einsatz des NTS einen umfassenderen zukunftsorientierteren Überblick über den Zustand des Grundwassers im Oberrheingraben, indem wenig untersuchte neuartige Stoffe bewertet und neue Verbindungen nachgewiesen werden.

4. Ziel
Unterbreiten von Vorschlägen für Lösungen zur Reduktion oder Verhinderung von Verunreinigungen des Grundwassers im Oberrheingraben

Auf der Grundlage der Ergebnisse der ersten drei Zielsetzungen haben die Partner bestehende oder noch umzusetzende Maßnahmen zur Verringerung oder Verhinderung des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens identifiziert und hervorgehoben.

5. Ziel
Bereitstellen von Entscheidungshilfen

Die Ergebnisse und Lösungsvorschläge dienen den zuständigen Behörden als Entscheidungshilfe bei der Umsetzung von Strategien zur Wiederherstellung der Grundwasserqualität. Darüber hinaus hilft die Bestandsaufnahme auch bei der Beurteilung der Wirksamkeit bereits getroffener Maßnahmen zur Verringerung der seit langem bestehenden Belastungen.

2.3.

Structure et concept du projet ERMES-ii-Rhin

Pour répondre aux objectifs définis, le projet ERMES-ii-Rhin se structure en deux grands axes, correspondant à deux types d'études opérées à deux échelles spatiales.

La méthodologie mise en œuvre pour réaliser ces deux axes est présentée au **chapitre 4.**

Axe 1
État des lieux global de la présence de micropolluants dans la nappe phréatique du Rhin supérieur

Le premier axe du projet consiste à réaliser un diagnostic de la qualité chimique de la nappe rhénane, focalisé sur les micropolluants.

Il s'inscrit dans la continuité des précédents inventaires en établissant un état des lieux ainsi qu'un bilan de l'évolution des contaminations. Il permet de répondre aux objectifs 1, 3, 4 et 5 mentionnés ci-avant.

Cet axe appréhende de manière globale et transfrontalière la pression en micropolluants de la nappe rhénane, qui reste l'échelle pertinente de travail pour cette masse d'eau trinationale.

Cet état des lieux a été établi sur la base d'une liste commune de substances à rechercher par les partenaires du projet et d'un réseau de mesure transfrontalier.

Les résultats de cet axe sont présentés par substance ou famille de substances au sein du **chapitre 5.**

Axe 2
Caractérisation des transferts de micropolluants entre les cours d'eau et les eaux souterraines

Le deuxième axe du projet est dédié à l'étude du parcours des micropolluants le long du continuum, caractérisé par les trois compartiments suivants : rejets de STEU — cours d'eau récepteurs de ces rejets — eaux souterraines (nappe alluviale des tronçons de cours d'eau étudiés).

Cette étude examine ainsi l'influence de rejets de STEU sur certains paramètres de qualité des eaux. Elle précise également dans quelle mesure il est possible de constater des similitudes et des différences régionales ; et identifie des modèles de pollution pertinents pour la qualité des eaux souterraines dans la vallée du Rhin supérieur.

Les investigations ont été réalisées à petite échelle spatiale, au droit de zones d'études nommées « sites pilotes » (cf. **chapitre 3**) identifiés à des tronçons de rivières.

Cet axe répond directement à l'objectif 2 du projet, en s'appuyant sur les outils novateurs mis en place pour l'objectif 3.

2.3.

Aufbau und Konzept des Projekts ERMES-ii-Rhein

Um die festgelegten Ziele zu erreichen, gliedert sich das Projekt ERMES-ii-Rhein in zwei große Schwerpunkte, die zwei Arten von Studien auf zwei räumlichen Ebenen entsprechen.

Die zur Umsetzung dieser beiden Schwerpunkte angewandte Methodik wird in **Kapitel 4** vorgestellt.

Schwerpunkt 1
Bestandsaufnahme des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens

Der erste Schwerpunkt des Projekts besteht in der Bewertung der chemischen Qualität des Grundwassers, wobei das Hauptaugenmerk auf Spurenstoffen liegt.

Dieser Schwerpunkt knüpft an frühere Bestandsaufnahmen an und erfasst und bewertet die Entwicklung der Belastung. Er dient der Erfüllung der oben genannten Ziele 1, 3, 4 und 5.

Der erste Schwerpunkt gibt einen umfassenden grenzüberschreitenden Überblick über die Schadstoffbelastung des Grundwassers im Oberrheingraben, welcher nach wie vor den geeigneten Rahmen für die Bewertung dieser Ressource darstellt.

Die Bestandsaufnahme stützt sich auf eine gemeinsame Liste von Stoffen, die von den Projektpartnern untersucht wurden, sowie auf ein grenzüberschreitendes Messnetz.

Die Ergebnisse dieses Schwerpunkts werden in **Kapitel 5** nach Stoffen bzw. Stoffgruppen dargestellt.

Schwerpunkt 2
Charakterisierung des Spurenstoffeintrags aus Oberflächengewässern in das Grundwasser

Der zweite Schwerpunkt des Projekts untersucht die Eintragswege von Spurenstoffen entlang des im Rahmen dieser Studie drei Kompartimente umfassenden Kontinuums aus Kläranlageneinleitungen (KLA), Einleitegewässern und Grundwasser (alluvialer Grundwasserleiter in den untersuchten Flussabschnitten).

In diesem Schwerpunkt wurden die Auswirkungen von Kläranlageneinleitungen auf bestimmte Parameter der Wasserqualität analysiert, Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede zwischen den untersuchten Standorten bewertet und relevante Belastungsmuster für das Grundwasser im Oberrheingraben identifiziert.

Die Untersuchungen wurden kleinräumlich in repräsentativen Gebieten durchgeführt, die im Rahmen des Projekts als „Pilotgebiete" bezeichnet werden (s. **Kapitel 3**).

Dieser Schwerpunkt dient unmittelbar der Erfüllung von Projektziel 2 und stützt sich auf die im Rahmen von Projektziel 3 eingesetzten innovativen Instrumente.

L'axe 2 s'articule autour de trois volets complémentaires :

Volet 1 : Suivi des transferts de micropolluants avec l'appui d'outils innovants

Ce volet vise à la caractérisation qualitative et quantitative des micropolluants dans les eaux de rejets de STEU, les eaux superficielles et les eaux souterraines, par la mise en œuvre de différentes techniques de prélèvements et d'analyses, dont des outils novateurs comme les analyses non ciblées.

Les données acquises offrent une comparaison des signatures chimiques de chaque compartiment hydrologique.

Volet 2 : Étude des interactions nappe/rivière

La caractérisation des échanges nappe/rivière à partir de connaissances existantes ou nouvelles permet de mieux comprendre la dynamique d'infiltration des eaux de surface vers les eaux souterraines, essentielle pour appréhender les flux de substances.

Volet 3 : Évaluation de la contamination de l'hydrosystème par les micropolluants

Ce volet est une analyse intégrative des deux premiers. Il croise les connaissances et/ou les résultats acquis, tant sur la signature chimique de chaque compartiment hydrologique que sur les interactions nappe/rivière, afin de produire une interprétation globale.

Cette interprétation a été guidée par des questions clés et structurantes :

— quelle est l'influence des rejets de la station de traitement des eaux usées sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines ?

— peut-on identifier et attribuer la contamination observée à des groupes spécifiques de substances et distinguer les apports liés aux eaux usées des autres sources de pollution ?

Les réponses à ces deux questions conduisent à formuler l'hypothèse selon laquelle les cours d'eau récepteurs de rejets de STEU, en étant fortement connectés à leurs nappes alluviales, constituent des vecteurs de transfert de micropolluants vers la nappe phréatique rhénane. Cela peut affecter sa qualité et compromettre les usages qui en sont faits, comme la production d'une eau potable sans traitement complexe.

Les résultats de cet axe 2 sont présentés par site pilote au sein du **chapitre 6**. Une synthèse croisant ces résultats à ceux de l'axe 1 est présentée au **chapitre 7**.

Der zweite Schwerpunkt gliedert sich in drei einander ergänzende Bereiche:

Arbeitspaket 1: Untersuchung des Spurenstofftransfers mithilfe innovativer Instrumente

Gegenstand dieses Arbeitspakets ist die qualitative und quantitative Charakterisierung von Spurenstoffen in Kläranlageneinleitungen, in Oberflächengewässern und im Grundwasser. Dazu werden verschiedene Probenahme- und Analyseverfahren eingesetzt, darunter innovative Methoden wie das Non-Target-Screening.

Anhand der erfassten Daten lassen sich die chemischen Signaturen der einzelnen hydrologischen Kompartimente vergleichen.

Arbeitspaket 2: Untersuchung der Interaktionen zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser

Zur Charakterisierung des Austauschs zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser wurde bekanntes und neues Wissen herangezogen. Die Untersuchung lieferte Erkenntnisse über die Dynamik der Infiltration von Oberflächenwasser in das Grundwasser, was für das Verständnis der Stoffflüsse von entscheidender Bedeutung ist.

Arbeitspaket 3: Bewertung der Kontamination des Gewässersystems durch Spurenstoffe

In diesem Arbeitspaket wurden die ersten beiden Arbeitspakete zusammengeführt und aus den gewonnenen Erkenntnissen bzw. Ergebnissen bzgl. der chemischen Signatur der verschiedenen hydrologischen Kompartimente und der Wechselwirkungen zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser eine Gesamtinterpretation abgeleitet.

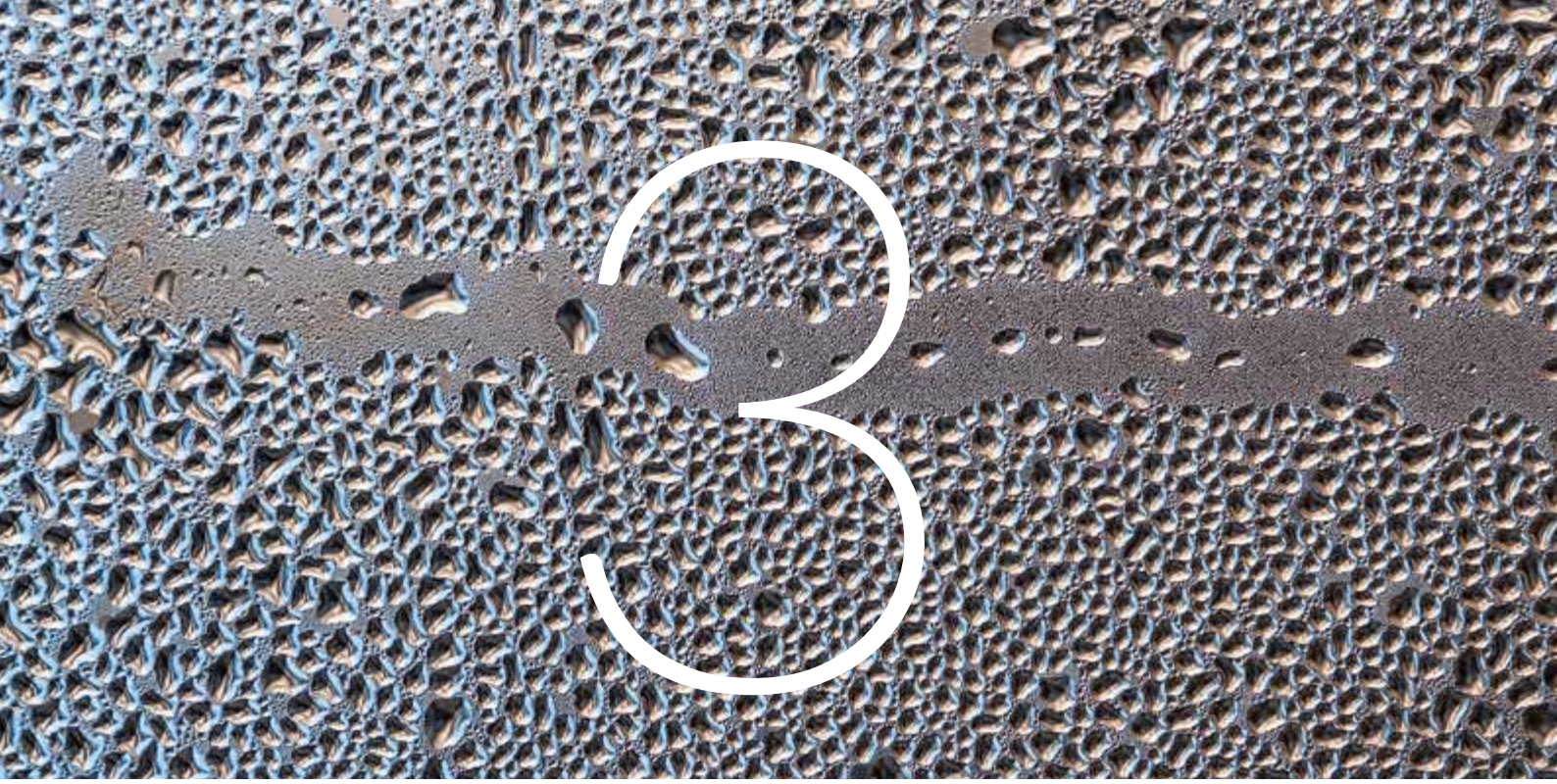
Dieser Gesamtinterpretation lagen folgende zentrale und strukturierende Fragen zugrunde:

— Welchen Einfluss haben Kläranlageneinleitungen auf die Qualität des Oberflächen- und Grundwassers?

— Können die nachgewiesenen Verunreinigungen bestimmten Stoffgruppen zugeordnet werden und lassen sich Kläranlageneinleitungen von anderen Verschmutzungsquellen unterscheiden?

Die Antworten auf diese beiden Fragen legen die Hypothese nahe, dass Einleitegewässer aufgrund ihres starken Austauschs mit dem Grundwasser Spurenstoffe in das Grundwasser des Oberrheingrabens transportieren, die dessen Qualität für die üblichen Verwendungszwecke beeinträchtigen können, beispielsweise für die Trinkwassergewinnung ohne aufwändige Aufbereitung.

In **Kapitel 6** werden die Ergebnisse von Schwerpunkt 2 für die einzelnen Pilotgebiete vorgestellt. Eine Zusammenschau dieser Ergebnisse mit denen von Schwerpunkt 1 findet sich in **Kapitel 7**.



Zones d'études

3.1. Axe 1 :
État des lieux transfrontalier **p. 32**

3.1.1. Périmètre géographique p. 32

3.1.2. Contexte hydrogéologique régional p. 36

3.1.3. Occupation des sols et pressions anthropiques p. 38

3.2. Axe 2 :
Caractérisation des transferts de micropolluants entre les eaux de surface et les eaux souterraines **p. 42**

3.2.1. Concept p. 42

3.2.2. Stations de traitement des eaux usées et autres pressions du site pilote p. 49

3.2.3. Contexte hydrologique et hydrogéologique p. 58

Untersuchungsgebiete

3.1. Schwerpunkt 1
Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme **S. 32**

3.1.1. Geografischer Geltungsbereich S. 32

3.1.2. Regionaler hydrogeologischer Kontext S. 36

3.1.3. Landnutzung und anthropogene Einflüsse S. 38

3.2. Schwerpunkt 2
Charakterisierung des Spurenstoffeintrags aus Oberflächengewässern in das Grundwasser **S. 42**

3.2.1. Konzept S. 42

3.2.2. Kläranlagen und andere Belastungen des Pilotgebiets S. 49

3.2.3. Hydrologischer und hydrogeologischer Kontext S. 58

3 Zones d'études

3.1. Axe 1 : État des lieux transfrontalier

3.1.1. Périmètre géographique

Localisation de la nappe du Rhin supérieur

De sa source dans les Alpes suisses, à son delta aux Pays-Bas, le Rhin s'écoule sur près de 1 230 km. Son bassin versant s'étend sur plus de 185 000 km², en partie du fait de la présence d'affluents importants tels que le Neckar, le Main ou encore la Moselle.

Le segment du Rhin compris entre Bâle et Bingen am Rhein (à l'ouest de Mayence) se nomme Rhin supérieur.

La nappe phréatique correspondante est la nappe du Rhin supérieur (**Carte 3.1**). Localisée de part et d'autre du Rhin, elle englobe des territoires de trois pays :

- la Suisse, avec le canton de Bâle-Ville et une partie de Bâle-Campagne ;
- la France, avec la plaine d'Alsace au sein de la région Grand Est ;
- l'Allemagne, avec des parties des Länder du Bade-Wurtemberg, de la Rhénanie-Palatinat et de la Hesse.

En s'étendant sur près de 300 km et avec une largeur de plus de 40 km par endroits, il s'agit du plus vaste réservoir d'eaux souterraines en Europe occidentale, avec un volume proche de 135 milliards de m³.

Son épaisseur varie de quelques mètres sur les bordures, jusqu'à plus de 400 m à l'est de Mannheim.

Chiffres clefs - nappe du Rhin supérieur (se rapportant aux sédiments quaternaires)

- Superficie : 9 237 km²
- Épaisseur moyenne : 70-80 m
- Épaisseur maximale : 400 m (Fosse de Heidelberg)
- Volume :
  - estimation à 150 milliards de m³ entre Bâle et Worms (ville au nord de Mannheim) ;
  - données non disponibles sur la partie nord.

3 Untersuchungsgebiete

3.1. Schwerpunkt 1: Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

3.1.1. Geografischer Geltungsbereich

Lage des Grundwassersystems am Oberrhein

Von seiner Quelle in den Schweizer Alpen bis zu seinem Delta in den Niederlanden fließt der Rhein über eine Länge von fast 1.230 km. Sein Einzugsgebiet erstreckt sich über mehr als 185.000 km², was zum Teil auf große Nebenflüsse wie den Neckar, den Main oder die Mosel zurückzuführen ist.

Der Abschnitt des Rheins zwischen Basel und Bingen am Rhein (westlich von Mainz) wird als Oberrhein bezeichnet.

Das Grundwassersystem des Oberrheins (**Karte 3.1**) erstreckt sich beiderseits des Rheins auf dem Gebiet von drei Ländern:

- Schweiz mit dem Kanton Basel-Stadt und einem Teil des Kantons Basel-Landschaft;
- Frankreich mit der elsässischen Tiefebene in der Verwaltungsregion Grand Est;
- Deutschland mit Teilen der Bundesländer Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen.

Mit einer Ausdehnung von fast 300 km und einer Breite von stellenweise über 40 km ist das oberflächennahe Grundwassersystem am Oberrhein mit einem Volumen von fast 135 Milliarden Kubikmetern der größte Grundwasserspeicher Westeuropas.

Seine Mächtigkeit variiert zwischen einigen Metern an den Rändern und über 400 Meter östlich von Mannheim.

Kennzahlen – Grundwassersystem am Oberrhein (bezogen auf die quartären Sedimente)

- Fläche: 9.237 km²
- Durchschnittliche Mächtigkeit: 70-80 m
- Maximale Mächtigkeit: 400 m (Heidelberger Graben)
- Volumen:
  - geschätzt 150 Mrd. m³ zwischen Basel und Worms (Stadt nördlich von Mannheim)
  - für den nördlichen Abschnitt liegen keine Daten vor.

Localisation de la nappe du Rhin Supérieur
Lage des Oberrheinischen Grundwassers



Partenaires du projet ERMES-ii-Rhin
Partner des Projekts ERMES-ii-Rhein

- Bade-Wurtemberg/Baden-Württemberg
- Hesse/Hessen
- Rhénanie-Palatinat/Rheinland-Pfalz
- Bâle-Ville/Basel-Stadt
- Bâle-Campagne/Basel-Landschaft
- Grand Est

- Nappe du Rhin Supérieur / Grundwassersystem am Oberrhein
- Bassin versant du Rhin / Einzugsgebiet des Rheins
- Rhin / Rhein
- Frontière de pays / Landesgrenze
- Cours d'eau / Fließgewässer
- Ville/Stadt

ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.
Interreg
Rhin Supérieur | Oberrhein

Carte 3.1 : Localisation géographique de la nappe du Rhin supérieur

Karte 3.1: Geografische Lage des Grundwassersystems am Oberrhein

Régions géographiques

La nappe du Rhin supérieur possède une configuration géographique particulière. Située dans le fossé rhénan, elle est entourée par plusieurs massifs montagneux qui, du fait de leur topographie, constituent une bordure naturelle (**Carte 3.2**).

À l'ouest, le massif des Vosges en Alsace, puis les montagnes de la forêt palatine en Rhénanie-Palatinat, jouent ce rôle. À l'est, on retrouve le massif de la Forêt-Noire dans le Bade-Wurtemberg jusqu'à hauteur de Karlsruhe, puis celui de l'Odenwald en Hesse entre le sud d'Heidelberg et Darmstadt. Au nord, le massif du Taunus contraint le Rhin dans son écoulement, et diminue considérablement la largeur de la nappe.

De nombreux cours d'eau prennent leur source au sein de ces massifs, puis rejoignent le périmètre de la nappe du Rhin supérieur, avant de se jeter dans le Rhin. Une exception est faite pour les cours d'eau des Vosges cristallines. Ces derniers se jettent dans l'Ill, qui est un affluent du Rhin.

Geografische Regionen

Das Grundwassersystem am Oberrhein weist eine besondere geografische Lage auf. Es befindet sich im Oberrheingraben und ist von mehreren Gebirgsmassiven umgeben, die aufgrund ihrer Topografie einen natürlichen Rand bilden (**Karte 3.2**).

Im Westen sind das die Vogesen im Elsass und der Pfälzerwald in Rheinland-Pfalz. Im Osten erstreckt sich der Schwarzwald in Baden-Württemberg bis nach Karlsruhe und der Odenwald in Hessen zwischen dem Süden von Heidelberg und Darmstadt. Im Norden begrenzt das Taunusgebirge den Rhein in seinem Verlauf und verringert die laterale Ausdehnung des Grundwasserleiters erheblich.

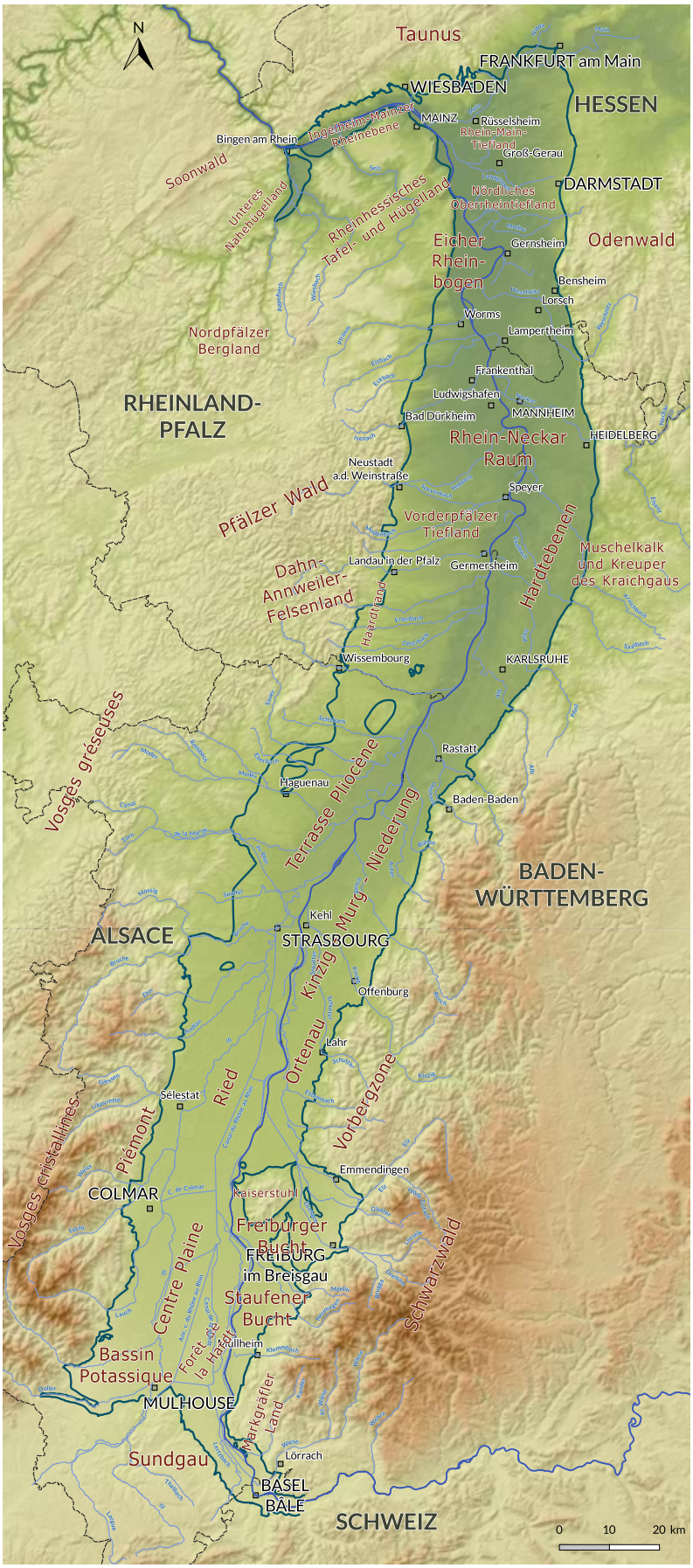
Zahlreiche Oberflächengewässer entspringen in diesen Gebirgen, fließen dann in den Oberrheingraben und münden in den Rhein. Eine Ausnahme bilden die Flüsse der Kristallinvogesen. Diese münden in die Ill, einen Nebenfluss des Rheins.

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Contexte
Régions géographiques et relief

Kontext
Geografische Einheiten und Relief



Altitude / Höhe (m)

1 500

850

70

--- Limite administrative/Verwaltungsgrenze

— Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/ Grenze der Lockersedimente im Oberrheingraben

▫ Ville/Stadt

ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.

Interreg
Rhin Supérieur | Oberrhein

Carte 3.2 : Régions géographiques et relief

Karte 3.2: Geografische Regionen und Relief im Untersuchungsgebiet

3.1.2.

Contexte hydrogéologique régional

Le fossé rhénan correspond à un graben installé au sein d'un système de rift ouest-européen, résultant d'un régime extensif orienté est-ouest affectant la croûte et la lithosphère. Sa formation, débutée il y a 39 millions d'années, durant le Paléogène, est un effet tectonique indirect de la collision alpine entre les plaques eurasiatique et africaine (Villemin et Coletta, 1990). Le fossé a été créé par effondrement du sous-sol (composé de roches du Primaire et du Secondaire) au niveau de failles normales. Ce fossé a été progressivement comblé au Paléogène et au Néogène par des conglomérats issus de l'érosion des massifs aux alentours, puis au Quaternaire par des alluvions du Rhin et de ses affluents (**Carte 3.3**). Les eaux souterraines sont présentes dans les espaces poreux entre les sédiments du Quaternaire.

L'aquifère se subdivise en deux ensembles hydrogéologiques en raison de la présence d'intercalaires argileux : un horizon supérieur situé à moins de 50 m de profondeur et un horizon profond au-delà de 50 m. Cet horizon argileux n'apparaît qu'au sud de Strasbourg et reste absent dans la partie amont de l'aquifère.

Certaines zones particulières sont dépourvues d'aquifère poreux. C'est le cas par exemple à l'ouest de Fribourg-en-Brisgau, au niveau du Kaiserstuhl, qui est un massif montagneux d'origine volcanique. Au nord d'Haguenau, au droit des Terrasses du Pliocène, la présence d'aquitards argileux ne permet pas aux eaux souterraines de s'y écouler.

Au sein de l'aquifère, la nappe se déplace à une vitesse moyenne de l'ordre du mètre par jour, dans une direction sud/nord. Elle suit globalement l'écoulement du Rhin, et en se rapprochant des bordures, celui de ses affluents.

Il existe une relation étroite entre les eaux souterraines de la nappe rhénane et les cours d'eau, avec des transferts d'eaux importants. Par exemple, la recharge de la nappe en Alsace et au Bade-Wurtemberg est estimée à deux-tiers environ par les cours d'eau et le Rhin (Logar, 2012).

3.1.2.

Regionaler hydrogeologischer Kontext

Der Rheingraben ist ein Grabenbruch innerhalb des westeuropäischen Riftsystems, der durch eine ausgedehnte Ost-West-Dehnung der Erdkruste und Lithosphäre entstanden ist. Seine Entstehung begann vor 39 Millionen Jahren während des Paläogens und ist eine indirekte tektonische Auswirkung der alpinen Kollision zwischen der eurasischen und der afrikanischen Platte (Villemin und Coletta, 1990). Der Graben (bestehend aus Gesteinen aus dem Paläozoikum und Mesozoikum) entstand durch das Absenken des Untergrunds an tektonischen Verwerfungen. In diesem Graben wurden im Paläogen und Neogen Konglomerate aus der Erosion der umliegenden Gebirge und im Quartär fluviale Sedimente aus dem Rhein und seinen Nebenflüssen abgelagert (**Karte 3.3**). Das Grundwasser befindet sich im Porenraum der quartären Sedimente.

Der Grundwasserleiter kann regional aufgrund des Vorhandenseins von Tonschichten in zwei hydrogeologische Einheiten unterteilt werden: einen oberen Horizont in einer Tiefe von weniger als 50 m und einen tiefen Horizont in einer Tiefe von mehr als 50 m. Dieser Tonhorizont tritt nur südlich von Straßburg auf und fehlt im nördlichen Teil des Grundwasserleiters.

Manche Gebiete verfügen über keine porösen Grundwasserleiter. Dies ist beispielsweise westlich von Freiburg im Breisgau am Kaiserstuhl der Fall, einem Gebirgsmassiv vulkanischen Ursprungs. Nördlich von Haguenau, auf Höhe der Terrassen des Pliozäns, verhindert das Vorhandensein von lehmigen Aquitarden den Abfluss des Grundwassers.

Innerhalb des Grundwasserleiters strömt das Grundwasser mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von etwa einem Meter pro Tag in Süd-Nord-Richtung. Es folgt generell dem Verlauf des Rheins und an den Rändern des Gebietes dem seiner Nebenflüsse.

Es besteht eine enge Verbindung zwischen dem Grundwasser des Oberrheingrabens und den Oberflächengewässern, wobei es zu einer erheblichen Infiltration kommt. So wird beispielsweise geschätzt, dass etwa zwei Drittel der Grundwasserneubildung im Elsass und in Baden-Württemberg dem Rhein und anderen Oberflächengewässern zuzurechnen sind (Logar, 2012).

Contexte
Hydrogéologie de la zone d'étude

Kontext
Hydrogeologie des Untersuchungsgebiets

Piézométrie - moyennes eaux (équidistance = 5 m)/
Grundwassergleichen -
mittlere Grundwasserstände
(Äquidistanz = 5 m)

Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/Grenze der Lockersedimente im Oberrheingraben

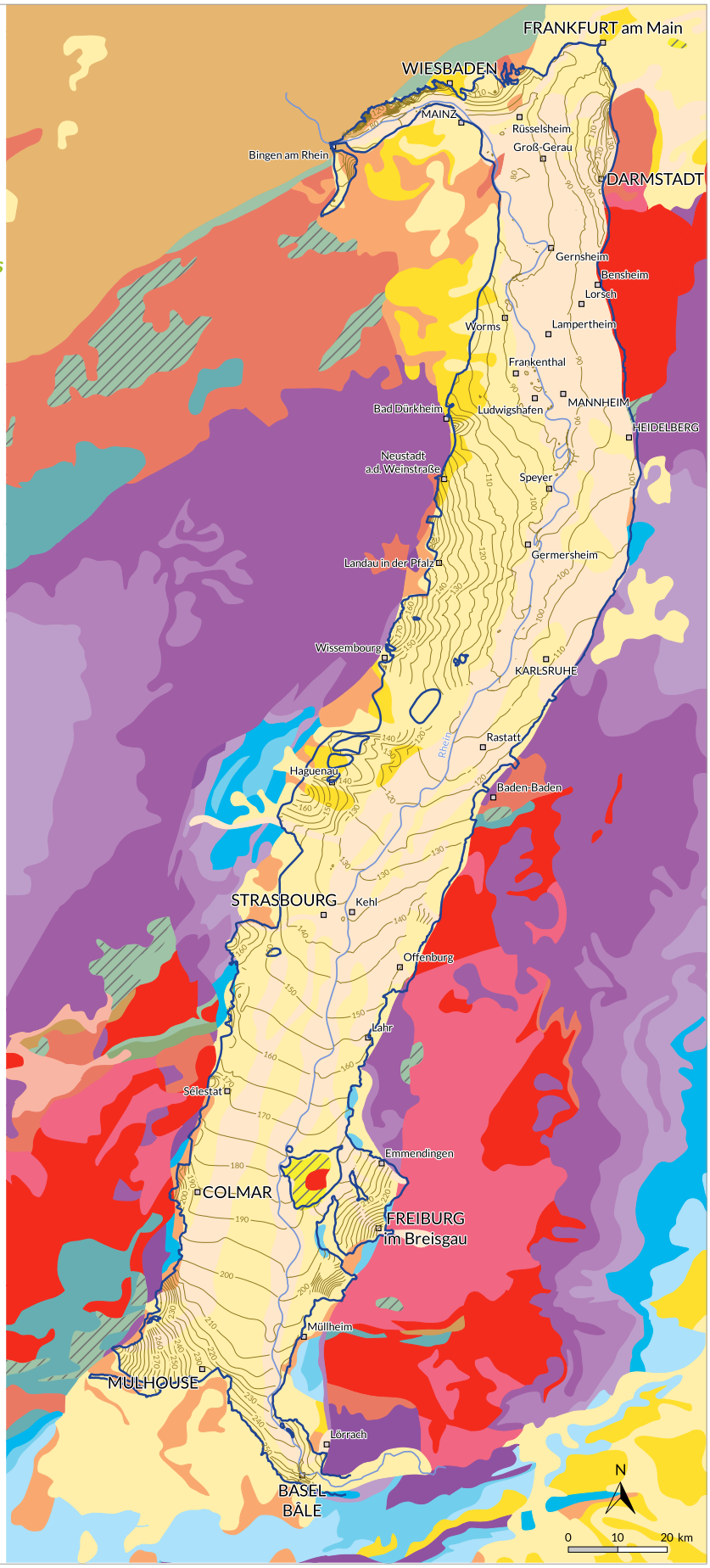
Ville/Stadt

Âge géologique/Geologisches Alter :

- Holocène/Holozän
- Pléistocène supérieur/Oberpleistozän
- Pléistocène moyen/Mittelpleistozän
- Pléistocène/Pleistozän
- Néogène/Neogen
- Paléogène/Paläogen
- Roches volcaniques cénozoïques/ Känozoische Vulkanite
- Jurassique supérieur/Oberjura
- Jurassique moyen/Mitteljura
- Jurassique inférieur/Unterjura
- Jura (non classé)/Jura (ungegliedert)
- Trias supérieur/Obertrias
- Trias moyen/Mitteltrias
- Trias inférieur/Untertrias
- Trias (non classé)/Trias (ungegliedert)
- Permien supérieur/Oberperm
- Permien inférieur/Unterperm
- Roches plutoniques (non classé)/ Plutonite (ungegliedert)
- Carbonifère/Karbon
- Dévonien inférieur/Unterdevon
- Dévonien (non classé)/Devon (ungegliedert)
- Cambrien/Kambrium
- Paléozoïque/Paläozoikum
- Roches volcaniques paléozoïques/ Paläozoische Vulkanite
- Précambrien/Präkambrium

Piézométrie : compilation des données fournies par les partenaires du projet ERMES-ii-Rhin comprenant plusieurs années de référence.
Grundwassergleichen : Zusammenstellung der von den Partnern des Projekts ERMES-II-Rhein bereitgestellten Daten aus mehreren Referenzjahren

Source de données/Datenquelle :
https://geoportal.bgr.de/mapapps/resources/apps/geoportal/index.html?lang=de#/geoviewer



Carte 3.3 : Hydrogéologie de la zone d'étude

Karte 3.3: Hydrogeologie des Untersuchungsgebiets

3.1.3.

Occupation des sols et pressions anthropiques

D'après la base de données européenne d'occupation du sol Corine Land Cover 2018 (**Carte 3.4**), un tiers environ de la plaine du Rhin supérieur est occupé par des milieux naturels ou semi-naturels (**Figure 3.1)**:

— forêts (22,4 %) ;
— prairies et végétation arbustive (6,3 %) ;
— cours d'eau et zones humides (3,0 %).

Les deux tiers restants correspondent à des milieux anthropisés, auxquels peuvent être associés des risques de pollution des eaux souterraines.

Les milieux agricoles occupent la moitié (47,6 %) de la superficie totale de la zone d'étude. Il s'agit en grande partie de terres arables (40,4 %), et notamment de grandes cultures céréalières. Les vignes (3,1 %) sont présentes sur les bordures de la nappe, dans les zones de coteaux. À noter que de larges zones de coteaux en amont de la nappe sont couvertes par des vignobles, qui peuvent influencer sa qualité. Les zones agricoles hétérogènes occupent 2,8 % de la plaine rhénane, et les vergers 1,3 %, principalement au nord d'Offenbourg.

En raison de leur superficie importante, les espaces agricoles (en particulier les systèmes culturaux intensifs) représentent un risque important de pollution diffuse des eaux souterraines car de grandes quantités d'intrants (engrais azotés et pesticides) y sont répandues.

Les zones urbaines (14,3 %) constituent elles aussi des pressions pour les eaux souterraines, tout particulièrement du fait des eaux usées générées et des rejets de STEU dans les cours d'eau, mais également du fait du lessivage des voiries chargées en polluants.

Enfin, les zones industrielles ou commerciales (6,4 %) représentent également un risque de pollution en raison des eaux usées envoyées en STEU. Les rejets aqueux industriels dans les eaux superficielles, ou encore les pollutions ponctuelles (aéroports…) entraînent également des risques.

Sur le territoire de Bâle-Ville et Bâle-Campagne, les zones urbaines, industrielles et commerciales occupent la majorité du territoire.

La connaissance de l'occupation des sols permet d'affiner l'interprétation des résultats de l'étude ERMES-ii-Rhin.

3.1.3.

Landnutzung und anthropogene Einflüsse

Laut der europäischen Landnutzungsdatenbank Corine Land Cover 2018 (**Karte 3.4**) besteht etwa ein Drittel der Oberrheinischen Tiefebene aus natürlichen oder naturnahen Lebensräumen (**Abbildung 3.1**):

— Wälder (22,4 %)
— Wiesen und Buschvegetation (6,3 %)
— Fließgewässer und Feuchtgebiete (3,0 %).

Die restlichen zwei Drittel sind anthropogen geprägte Gebiete, in denen das Risiko einer Grundwasserverschmutzung besteht.

Landwirtschaftlich genutzte Gebiete machen die Hälfte (47,6 %) der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes aus. Dabei handelt es sich größtenteils um Ackerland (40,4 %), insbesondere für den Getreideanbau. Weinberge (3,1 %) befinden sich in Hanglagen an den Rändern des Grundwasserleiters. Hierzu sei angemerkt, dass die Hänge im Norden des Grundwasserleiters in weiten Teilen mit Weinbergen bedeckt sind, was sich auf die Grundwasserqualität auswirken kann. Heterogene landwirtschaftliche Flächen nehmen 2,8 % der Rheinebene ein, Obstplantagen 1,3 %, vor allem nördlich von Offenburg.

Aufgrund der großen Flächenanteile stellen landwirtschaftlich genutzte Flächen (insbesondere intensive Anbausysteme) ein erhebliches Risiko für die diffuse Verschmutzung des Grundwassers dar, da dort große Mengen an Betriebsmitteln (Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel) ausgebracht werden.

Auch städtische Gebiete (14,3 %) stellen eine Belastung für das Grundwasser dar, insbesondere aufgrund des anfallenden Abwassers und der Einleitungen von gereinigtem Abwasser aus Kläranlagen (KLA) in die Oberflächengewässer, aber auch aufgrund der Auswaschung von mit Schadstoffen belasteten Straßen.

Zusätzlich stellen auch Industrie- und Gewerbegebiete (6,4 %) ein Verschmutzungsrisiko aufgrund des in KLA geleiteten Abwassers dar. Durch industrielle Einleitungen in Oberflächengewässer oder punktuelle Verschmutzungen (Flughäfen usw.) können weitere Risiken entstehen.

Auf dem Gebiet von Basel-Stadt und Basel-Landschaft nehmen städtische, industrielle und gewerbliche Gebiete den größten Teil der Fläche ein.

Die Kenntnis der Flächennutzung ermöglicht eine genauere Interpretation der Ergebnisse des Projekts ERMES-ii-Rhein.

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

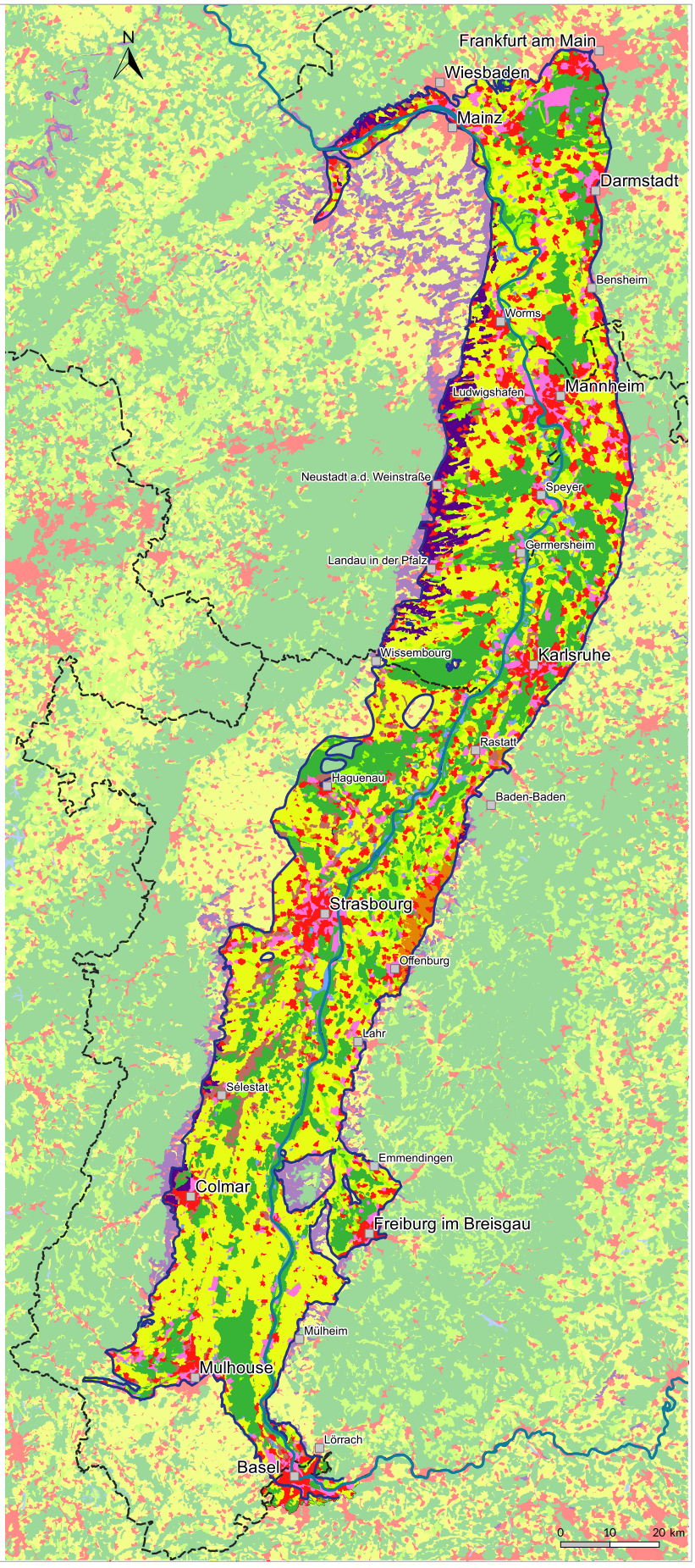
Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Contexte
Occupation du sol

Corine Land Cover 2018

Kontext
Landnutzung

Corine Land Cover 2018



Occupation du sol/Landnutzung

- Zones urbanisées/Flächen städtischer Prägung
- Zones industrielles ou commerciales/ Industrie- und Gewerbeflächen
- Terres arables/Ackerland
- Vignobles/Weinberge
- Vergers/Obstgärten
- Zones agricoles hétérogènes/ Heterogene Landwirtschaftsflächen
- Forêts/Wälder
- Prairies et végétation arbustive/ Weide- und Buschland
- Cours d'eau et zones humides/ Gewässer und Feuchtgebiete

- Limite administrative/Verwaltungsgrenze
- Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/ Grenze der Lockersedimente im Oberrheingraben
- Ville/Stadt

ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.

Carte 3.4 : Occupation du sol au sein de la zone d'étude

Karte 3.4: Landnutzung innerhalb des Untersuchungsgebiets

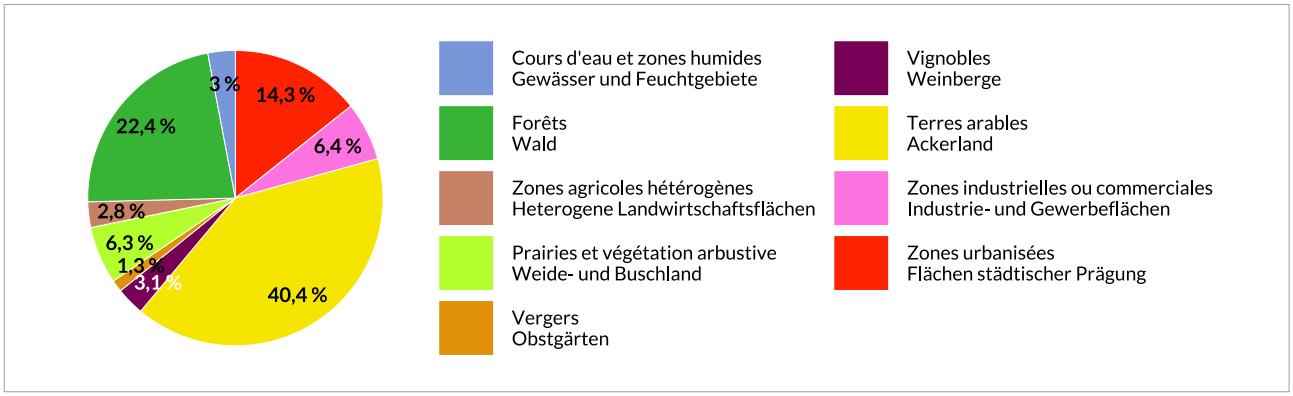


Figure 3.1 : Classe d'occupation des sols sur la zone d'étude

Abbildung 3.1: Landnutzungsklasse im Untersuchungsgebiet

Stations de traitement des eaux usées (STEU)

Plus de cinq millions de personnes vivent sur le territoire de la nappe du Rhin supérieur. Les eaux usées générées sont acheminées vers des STEU, puis rejetées via les cours d'eau dans le milieu naturel après traitement.

La plupart des STEU actuelles (en France et Allemagne) ont été dimensionnées suite à la directive européenne relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (DERU) n° 91/271/CEE de 1991, et visent essentiellement à abattre des macro-polluants. Elles n'ont initialement pas été conçues pour retenir les micropolluants et ne disposent pas d'une quatrième étape de traitement (ozonation avant rejet par exemple).

En Suisse, en revanche, les STEU de grandes capacités sont équipées de tels traitements. C'est également le cas ponctuellement en Allemagne, pour quelques STEU.

Les substances récalcitrantes aux traitements rejoignent les cours d'eau et peuvent potentiellement contaminer les eaux souterraines en fonction des échanges nappe/rivière, de leur mobilité et de leur potentiel de dégradation chimique ou microbiologique.

234 STEU sont présentes au sein du périmètre de la nappe du Rhin supérieur (**Carte 3.5**).

Sur cette carte figurent également les STEU présentes au sein des bassins versants de tous les cours d'eau se jetant au sein du périmètre de la nappe du Rhin supérieur. En totalité, cela représente 84O STEU. Cette approche permet d'avoir une idée de la pression STEU s'exerçant sur les cours d'eau de la zone d'étude.

Une exception est toutefois faite pour les grands fleuves qui interagissent avec la nappe (Rhin, Neckar, Main) : seuls les sous-bassins versants intersectant avec le périmètre de la nappe ont été retenus. Il faut néanmoins garder en tête que ces fleuves arrivent au sein de la zone d'étude après avoir parcouru plusieurs dizaines, voire centaines de kilomètres et avoir collecté les eaux de multiples STEU.

La capacité des STEU est exprimée en équivalent-habitant (EH). 1 EH correspond à un flux entrant d'environ 150 L/j. 35 STEU de très grande capacité (> 100 000 EH), associées à des zones urbaines importantes et/ou à des activités industrielles, sont présentes au sein des bassins versants connectés à la nappe.

Kläranlagen (KLA)

Im Einzugsgebiet des Grundwassersystems am Oberrhein leben über fünf Millionen Menschen. Das anfallende Abwasser wird zu Kläranlagen geleitet und nach der Behandlung über die Oberflächengewässer in die Natur zurückgeführt.

Die meisten der derzeitigen kommunalen KLA (in Frankreich und Deutschland) wurden gemäß der europäischen Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser Nr. 91/271/EWG von 1991 dimensioniert und zielen im Wesentlichen auf die Beseitigung von Nährstoffen ab. Sie wurden ursprünglich nicht für die Entfernung von Spurenstoffen konzipiert und verfügen nicht standardmäßig über eine vierte Behandlungsstufe (z. B. Ozonierung vor der Einleitung).

In der Schweiz hingegen sind KLA mit großer Kapazität mit solchen Behandlungsverfahren ausgestattet. Dies ist auch vereinzelt in Deutschland bei einigen KLA der Fall.

Die behandlungsresistenten Stoffe gelangen in die Gewässer und können je nach Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer, ihrer Mobilität und ihrem chemischen oder mikrobiologischen Abbaupotenzial das Grundwasser potenziell verunreinigen.

Im Bereich des Grundwassersystems am Oberrhein gibt es 234 KLA (**Karte 3.5**).

Auf dieser Karte sind auch die KLA in den Einzugsgebieten aller Flüsse dargestellt, die in das Grundwassergebiet des Oberrheins münden. Insgesamt gibt es 840 KLA. Die Anzahl von 840 KLA sowie deren flächenhafte Verteilung deutet daraufhin, dass KLA die Gewässer im Untersuchungsgebiet potentiell systematisch beeinflussen können.

Bei den großen Flüssen, die mit dem Grundwassersystem am Oberrhein interagieren (Rhein, Neckar, Main) sind, nur die Teileinzugsgebiete berücksichtigt, die sich mit dem Untersuchtungsgebiet überschneiden. Dabei ist jedoch zu beachten, dass diese Flüsse in das Untersuchungsgebiet gelangen, nachdem sie über Dutzende oder sogar Hunderte von Kilometern das Wasser zahlreicher KLA aufgenommen haben.

Die Kapazität einer KLA wird in Einwohnerwert (EW) angegeben. 1 EW entspricht einem Zufluss von etwa 150 L/Tag. In den mit dem Grundwassersystem am Oberrhein verbundenen Einzugsgebieten gibt es 35 KLA mit sehr hoher Kapazität (> 100.000 EW), insbesondere in städtischen Ballungsräumen und/oder Industriegebieten.

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

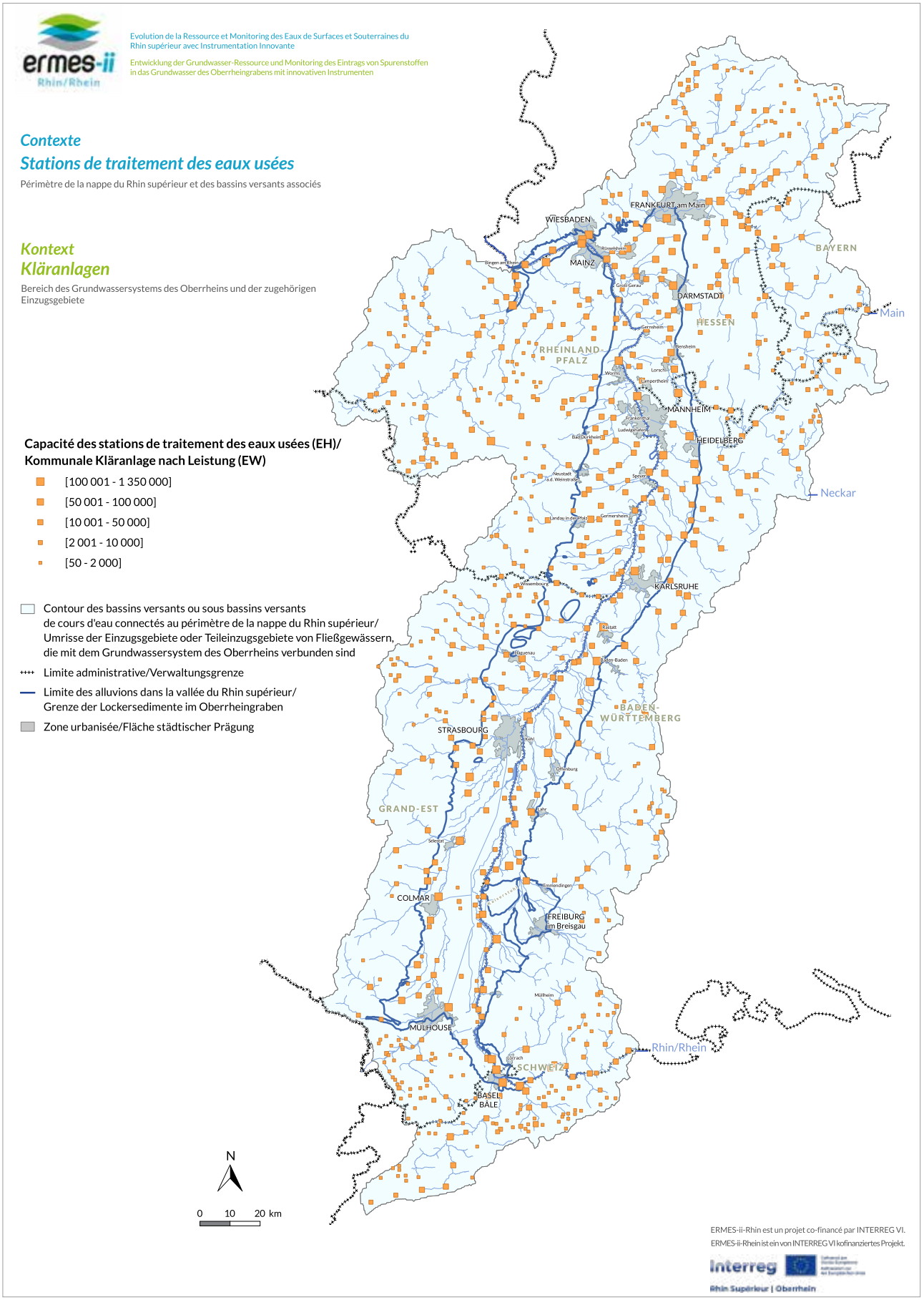
Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Contexte
Stations de traitement des eaux usées

Périmètre de la nappe du Rhin supérieur et des bassins versants associés

Kontext
Kläranlagen

Bereich des Grundwassersystems des Oberrheins und der zugehörigen Einzugsgebiete



ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.

Interreg Rhin Supérieur | Oberrhein

Carte 3.5 : Stations de traitement des eaux usées au droit de la nappe du Rhin supérieur et des bassins versants qui y sont connectés

Karte 3.5: Kläranlagen (KLA) im Untersuchungsgebiet und den damit verbundenen Einzugsgebieten

3.2.

Axe 2 : Caractérisation des transferts de micropolluants entre les eaux de surface et les eaux souterraines

3.2.1.

Concept

La notion de « site pilote » a été définie par les partenaires du projet ERMES-ii-Rhin. Elle désigne les zones d'études destinées à caractériser l'apport de micropolluants urbains et domestiques dans les eaux souterraines, en contexte d'échanges rivière/nappe. Le site pilote est donc défini comme un périmètre composé d'un tronçon de rivière de taille plurikilométrique, en relation hydraulique avec la nappe phréatique et récepteur de rejets d'eaux usées traitées issus de STEU.

Ainsi, trois compartiments du cycle de l'eau, présentant des interactions entre eux, définissent le site pilote :

- les eaux usées traitées en sortie de STEU, sources potentielles de micropolluants ;
- la rivière, comme milieu récepteur des rejets de STEU et vectrice de micropolluants ;
- la nappe phréatique alluviale, en connexion hydraulique avec la rivière, en tant que milieu aquatique (ressource en eau brute) et/ou en tant que ressource exploitée, si l'eau souterraine fait l'objet de prélèvements pour produire de l'eau potable.

Pour chaque compartiment, des réseaux de mesure et des protocoles d'échantillonnage et d'analyse ont été établis, sur la base d'un cadre commun et en fonction des spécificités de chaque site pilote.

Au total, six sites pilotes ont été sélectionnés, soit un par région partenaire. Ils prennent le nom de la rivière dont un tronçon est étudié : la Birs (Bâle-Campagne), la Wiese (Bâle-Ville et Bade-Wurtemberg), l'Ill (Alsace), la Kinzig (Bade-Wurtemberg), le Landgraben (Rhénanie-Palatinat) et le Winkelbach (Hesse).

Ces six sites pilotes sont représentatifs de différents contextes hydrogéologiques pouvant être rencontrés au sein de l'aquifère rhénan ou des nappes associées aux cours d'eau rejoignant le fossé rhénan (**Carte 3.6**).

3.2.

Schwerpunkt 2: Charakterisierung des Spurenstoffeintrags aus Oberflächengewässern in das Grundwasser

3.2.1.

Konzept

Der Begriff „Pilotgebiet" wurde von den Partnern des Projekts ERMES-ii-Rhein definiert. Er bezeichnet kleinräumige Untersuchungsgebiete, in denen der Eintrag von städtischen und häuslichen Spurenstoffen in das Grundwasser im Zusammenhang mit der Interaktion zwischen Oberflächengewässern und dem Grundwasser charakterisiert werden soll. Ein Pilotgebiet umfasst einen mehrere Kilometer langen Abschnitt eines Oberflächengewässers, das in hydraulischer Verbindung mit dem Grundwasser steht und in das aufbereitete Abwasser aus Kläranlagen eingeleitet wird.

Somit definieren drei miteinander interagierende Kompartimente des Wasserkreislaufs ein Pilotgebiet:

- Das geklärte Abwasser am Ausgang der Kläranlage als eine potenzielle Quelle für Spurenstoffe;
- Das Oberflächengewässer als Transportmedium für das eingeleitete Abwasser der Kläranlage und als Träger von Spurenstoffen;
- Das Grundwasser, das in hydraulischer Verbindung mit dem Oberflächengewässer steht, als aquatisches Milieu und/oder als genutzte Ressource, wenn das Grundwasser zur Trinkwassergewinnung entnommen wird.

Für jedes Kompartiment wurden Messnetze sowie Probenahme- und Analyseprotokolle auf der Grundlage eines gemeinsamen Rahmens und entsprechend den Besonderheiten jedes Pilotgebietes erstellt.

Insgesamt wurden sechs Pilotgebiete ausgewählt, ein Gebiet pro Partnerregion. Sie sind nach dem Oberflächengewässer benannt, dessen Abschnitt untersucht wurde: die Birs (Basel-Landschaft), die Wiese (Basel-Stadt und Baden-Württemberg), die Ill (Elsass), die Kinzig (Baden-Württemberg), der Landgraben (Rheinland-Pfalz) und der Winkelbach (Hessen).

Diese sechs Pilotgebiete sind repräsentativ für verschiedene hydrogeologische Kontexte, die im Grundwassersystem am Oberrhein oder in den Grundwasservorkommen der in den Rheingraben mündenden Flüsse anzutreffen sind (**Karte 3.6**).

Birs

Le site pilote de la Birs est situé sur la commune de Muttenz, dans le canton de Bâle-Campagne, à deux kilomètres en amont de la confluence de la Birs et du Rhin. Le site est entouré d'installations sportives, d'un centre équestre, de zones résidentielles et d'autoroutes. On y trouve également un captage d'eau potable. La station d'épuration la plus proche se trouve dans le Laufental, à environ 15 km en amont du site. Outre les rejets de la station d'épuration, la Birs est polluée par les rejets d'eaux mixtes (par temps de pluie), les pratiques agricoles et les eaux usées routières contenant des micropolluants.

La commune prévoit une revalorisation urbaine du site impliquant une revitalisation de la Birs. Les travaux permettront une utilisation récréative des lieux et des aménagements proches de la nature. Le projet prévoit de maintenir le captage d'eau potable et de délimiter des zones de protection des eaux souterraines.

La revalorisation écologique du site pilote peut modifier les conditions d'infiltration de la Birs et nuire à l'utilisation future du captage d'eau potable. Les investigations spécifiques menées dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin ont permis de décrire plus précisément le profil hydrogéologique du site et de prendre des mesures de protection du captage.

Wiese

Le site pilote du canton de Bâle-Ville comprend la zone de loisirs Lange Erlen et, du côté allemand, la station d'épuration de Steinen, source potentielle de pollution.

Le Lange Erlen se trouve sur le delta de la Wiese, un fleuve de moyenne montagne de 55 km qui prend sa source dans le sud-ouest de la Forêt-Noire, près du Feldberg, à 1 200 m d'altitude, et se jette dans le Rhin près de Bâle. Il se situe entre Bâle-Ville, Riehen et la frontière allemande. Cette zone sert à l'approvisionnement en eau potable de Bâle grâce à un système d'alimentation artificielle des nappes phréatiques et de puits servant au prélèvement d'eaux souterraines. Malgré cette alimentation, l'eau de la Wiese s'infiltre dans la nappe phréatique en cas de crue et influence la qualité de l'eau souterraine des puits proches de la Wiese.

L'enjeu est donc de savoir dans quelle mesure les rejets d'eaux pluviales des stations d'épuration ou les rejets directs des eaux de ruissellement routier impactent négativement la qualité de l'eau de la Wiese en cas de crue, entraînant une concentration accrue de polluants dans les eaux souterraines et, en fin de compte, dans l'eau brute pompée.

Le programme d'étude englobe la station d'épuration de Steinen, la Wiese située juste en amont de celle-ci, trois captages d'eaux souterraines sur le territoire allemand et trois sur le territoire suisse – dont un seul alimenté en eau brute pour le traitement de l'eau potable. Sans oublier cinq points de prélèvement sur la Wiese en aval de la station d'épuration de Steinen jusqu'en aval de Langen Erlen, qui doivent permettre d'évaluer également la qualité des éventuels rejets directs dans la Wiese.

Birs

Das Pilotgebiet Birs befindet sich in der Gemeinde Muttenz im Kanton Basel-Landschaft gut zwei Kilometer vor der Einmündung der Birs in den Rhein. Der Standort ist eingebettet in urbane Nutzungen mit Sportplätzen, einer Reitsportanlage, Siedlungsgebieten und Schnellstraßen. Am Standort befindet sich auch eine Trinkwasserfassung. Die nächstgelegene Kläranlage ist im Laufental, rund 15 km oberhalb des Standorts. Neben dem Austrag aus der Kläranlage wird die Birs durch Mischwasserentlastungen (bei Regenwetter), landwirtschaftliche Nutzung und Straßenabwässer mit Spurenstoffen belastet.

Die Gemeinde plant eine urbane Aufwertung des Standortes mit einer Revitalisierung der Birs, Freizeitnutzung und naturnaher Gestaltung. Die Trinkwasserfassung soll aufrechterhalten und Grundwasserschutzzonen ausgeschieden werden.

Durch die ökologische Aufwertung des Pilotgebietes können sich die Infiltrationsverhältnisse der Birs ändern und die weitere Nutzung der Trinkwasserfassung beeinträchtigen. Mit den spezifischen Abklärungen im Projekt ERMES-ii-Rhein konnte der Standort hydrogeologisch genauer beschrieben und Maßnahmen zum Schutz der Trinkwasserfassung getroffen werden.

Wiese

Für den Kanton Basel-Stadt umfasst das Pilotgebiet die Langen Erlen und zudem auf deutscher Seite die Kläranlage Steinen als potenzielle Verschmutzungsquelle.

Die Langen Erlen sind Teil des Deltas der Wiese, einem 55 km langen Mittelgebirgsfluss, der im Südwestschwarzwald beim Feldberg auf 1.200 m ü.M. entspringt und bei Basel in den Rhein mündet, und liegen zwischen Basel-Stadt, Riehen und der deutschen Landesgrenze. Dieses Gebiet dient in Basel der Trinkwassergewinnung mit Hilfe eines Systems aus künstlicher Grundwasseranreicherung und Brunnen zur Grundwasserentnahme. Trotz der Anreicherung infiltriert im Hochwasserfall Wasser aus der Wiese in den Grundwasserkörper und beeinflusst die Grundwasserqualität bei den Wiesenahen Brunnen.

Hierbei stellt sich die Frage, inwiefern Regenwasserentlastungen von Kläranlagen oder Direkteinleitungen von Straßenabwässern die Wasserqualität der Wiese im Hochwasserfall negativ beeinflussen und sich somit zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Grund- sowie schließlich geförderten Rohwasser führen.

Das Untersuchungsprogramm umfasst die Kläranlage Steinen, die Wiese kurz oberhalb der Kläranlage, drei Grundwasserfassungen auf deutschem und drei auf schweizerischem Hoheitsgebiet – wovon je eine Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung fördert – und 5 Probenahmestellen an der Wiese unterhalb der Kläranlage Steinen bis unterhalb der Langen Erlen, um auch etwaige Direktentlastungen in die Wiese qualitativ zu erfassen.

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

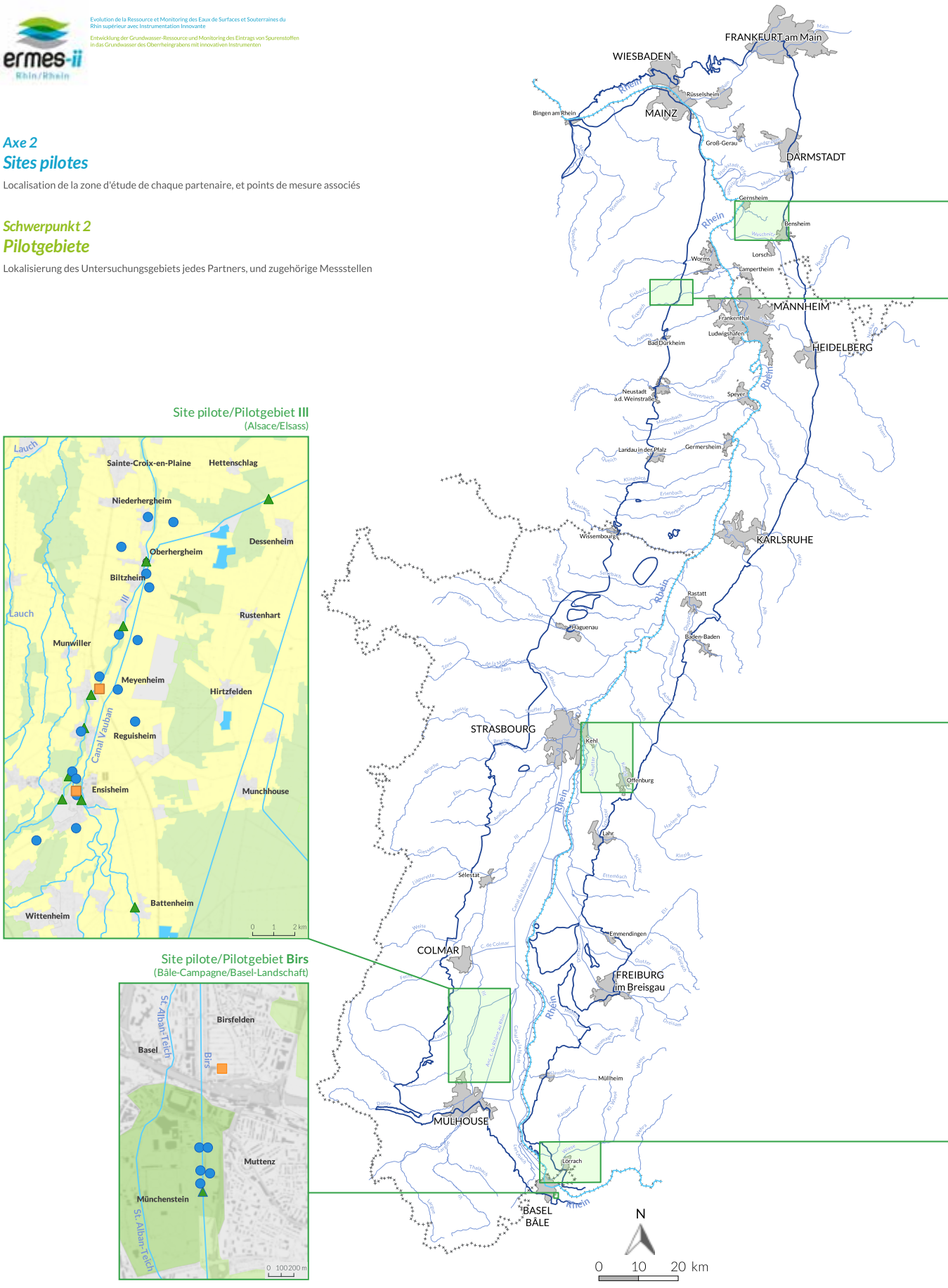
Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Axe 2
Sites pilotes

Localisation de la zone d'étude de chaque partenaire, et points de mesure associés

Schwerpunkt 2
Pilotgebiete

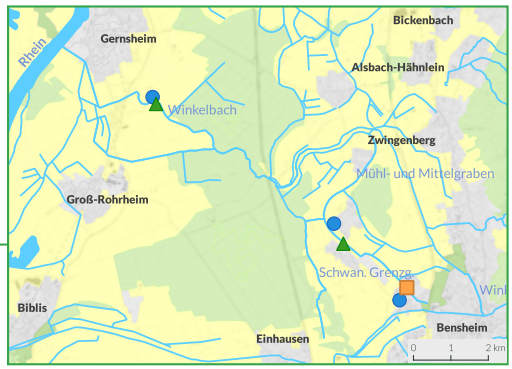
Lokalisierung des Untersuchungsgebiets jedes Partners, und zugehörige Messstellen



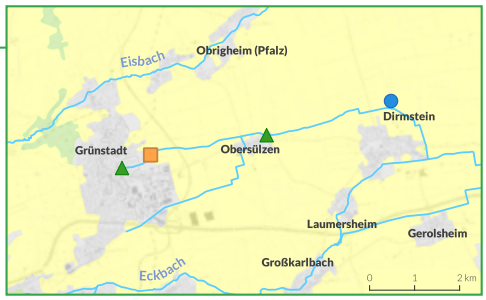
Carte 3.6 : Localisation des sites pilotes

Karte 3.6: Lage der Pilotgebiete

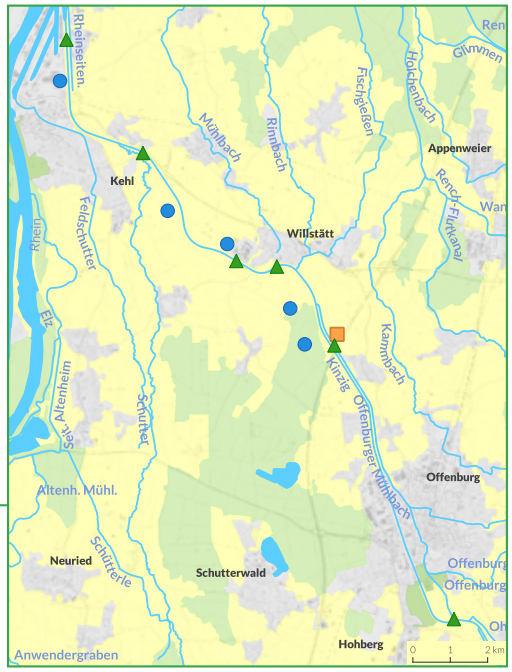
Site pilote/Pilotgebiet **Winkelbach**
(Hesse/Hessen)



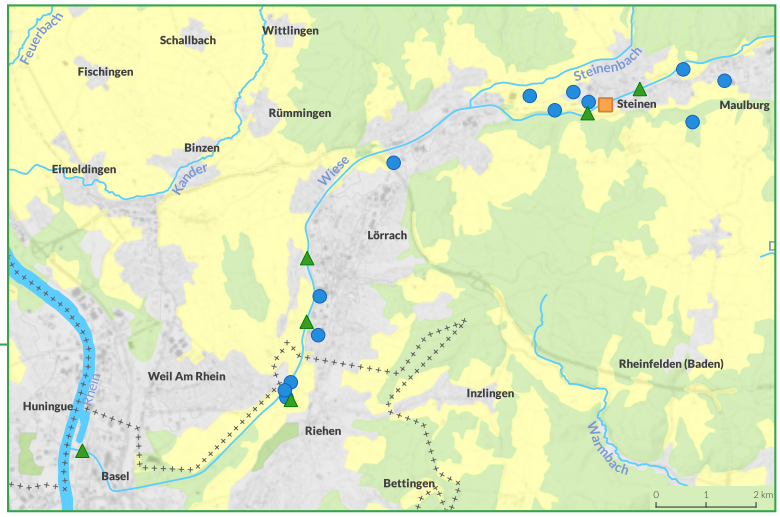
Site pilote/Pilotgebiet **Landgraben**
(Rhénanie-Palatinat/Rheinland-Pfalz)



Site pilote/Pilotgebiet **Kinzig**
(Bade-Wurtemberg/Baden-Württemberg)



Site pilote/Pilotgebiet **Wiese**
(Bade-Wurtemberg + Bâle-Ville/Baden-Württemberg + Basel-Stadt)



Point de mesure/Messstelle

- Station d'épuration/Kläranlagenauslauf
- Eaux de surface/Oberflächengewässer
- Eaux souterraines/Grundwasser

Occupation du sol/Landnutzung

- Zone urbanisée/Fläche städtischer Prägung
- Terres arables et cultures permanentes/ Ackerland und Dauerkulturen
- Forêt/Wald
- Surface en eau/Wasserfläche
- Cours d'eau/Fliessgewässer

ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.
Interreg
RhinSupérieur | Oberrhein

Ill

Le site pilote alsacien comprend un tronçon fluvial de l'Ill, d'une quinzaine de kilomètres, situé dans le département du Haut-Rhin, au sud de Colmar, entre Niederhergheim et Ensisheim. L'Ill, qui s'écoule du sud au nord, est rejoint par la Thur, un de ses principaux affluents de son cours amont, au niveau d'Ensisheim.

Le choix de ce site d'étude repose sur plusieurs fondements :

- les résultats d'ERMES-Rhin 2016 ont mis en évidence une contamination de la partie alsacienne de la nappe du Rhin par des micropolluants indicateurs d'eaux usées (médicaments), sur une vaste zone, à l'est d'une ligne Colmar-Mulhouse.
- des questions se posent sur les origines de cette contamination et sur l'influence qualitative que pourraient jouer les canaux (alimentés par le Rhin) traversant ce secteur et qui sont suspectés d'être peu étanches.
- du point de vue hydrogéologique, les terrains de cette zone, traversée sur sa bordure ouest par l'Ill, sont très perméables. La bibliographie rapporte des pertes importantes de la rivière vers la nappe phréatique (LOGAR, 2012 ; George et al., 1995). Ce type de situation est susceptible de faciliter les transferts de micropolluants des eaux de surface aux eaux souterraines.

Les prélèvements ont été réalisés sur deux stations de traitement des eaux usées, neuf points de mesure d'eau de surface et seize points de mesure en eaux souterraines.

Kinzig

Le bassin versant étudié se trouve dans le Bade-Wurtemberg, sur le cours inférieur de la Kinzig. Il est intégralement situé dans la plaine du Rhin supérieur, entre Offenbourg et le Rhin. Sur le site pilote, la Kinzig court sur environ 14 km. Elle interagit avec les eaux souterraines proches de la surface ainsi qu'avec le Rhin, dans lequel elle se jette.

Des sources potentielles de pollutions provenant des zones urbaines et industrielles sur les eaux fluviales et souterraines existent, y compris dans le cadre d'interactions. Il n'existe à ce jour aucune étude permettant d'examiner simultanément la qualité chimique du cours d'eau Kinzig et des eaux souterraines proches du fleuve dans le bassin versant.

Les eaux usées de la ville d'Offenbourg et des communes environnantes sont traitées dans une grande station d'épuration, la station d'épuration intercommunale d'Offenbourg-Griesheim. L'eau traitée est rejetée dans le Mühlbach, qui coule en parallèle, et rejoint peu après la Kinzig.

En cas de fortes pluies, la station d'épuration peut stocker temporairement le volume excessif d'eaux mixtes (eaux usées et eaux pluviales) dans un bassin de rétention. Il est toutefois possible que ce bassin déborde en cas de fortes pluies et que des eaux non traitées se déversent dans la Kinzig.

Ill

Das elsässische Pilotgebiet umfasst einen etwa 15 Kilometer langen Flussabschnitt der Ill im Departement Haut-Rhin südlich von Colmar zwischen Niederhergheim und der Ensisheim. Die Ill, die von Süden nach Norden fließt, wird bei Ensisheim von der Thur, einem ihrer wichtigsten Zuflüsse im Oberlauf, gespeist.

Dieses Untersuchungsgebiet wurde aus mehreren Gründen ausgewählt:

- Die Ergebnisse von ERMES-Rhein 2016 haben gezeigt, dass das elsässische Grundwasser in einem großräumigen Gebiet östlich der Linie zwischen Colmar und Mulhouse mit Spurenstoffen verunreinigt ist, die auf Abwässer hinweisen (Arzneimittel).
- Es stellen sich Fragen nach den Ursachen dieser Verschmutzung und nach dem qualitativen Einfluss, den die durch diesen Bereich verlaufenden (vom Rhein gespeisten) Kanäle haben könnten, die vermutlich undicht sind.
- Aus hydrogeologischer Sicht sind die Böden in diesem Gebiet, das am Westrand von der Ill durchflossen wird, sehr durchlässig. In der Literatur wird über erhebliche Infiltrationen aus dem Oberflächengewässer in das Grundwasser berichtet (LOGAR, 2012; George et al., 1995). Diese Situation kann den Eintrag von Spurenstoffen aus den Oberflächengewässern in das Grundwasser begünstigen.

Die Probenahmen wurden an zwei Kläranlagen, neun Oberflächenwassermessstellen und sechzehn Grundwassermessstellen durchgeführt.

Kinzig

Das in Baden-Württemberg betrachtete Einzugsgebiet befindet sich im Unterlauf der Kinzig und liegt vollständig in der Oberrheinebene zwischen Offenburg und dem Rhein. Im Pilotgebiet besitzt die Kinzig eine Länge von ca. 14 km und steht im Austausch mit dem oberflächennahen Grundwasser sowie dem Rhein, in welchen die Kinzig mündet.

Potenzielle Einflüsse von Belastungen aus Siedlung und Industrie auf das Flusswasser und auf das Grundwasser, auch in Wechselwirkung, sind vorhanden. Für das Einzugsgebiet liegen für die gleichzeitige Betrachtung der chemischen Qualität des Fließgewässers Kinzig und des flussnahen Grundwassers bisher keine Untersuchungen vor.

Das Abwasser der Stadt Offenburg und umgebender Gemeinden wird über eine Großversorgerkläranlage, der Verbandskläranlage Offenburg-Griesheim, gereinigt. Das gereinigte Wasser wird in den parallellaufenden Mühlbach eingeleitet und gelangt wenig später in die Kinzig.

Im Falle eines Regenereignisses kann die Kläranlage die übermäßige Mischwassermenge aus Abwasser und Regenwasser in einem Regenüberlaufbecken (RÜB) zwischenlagern. Es ist jedoch möglich, dass dieses Becken, bei hinreichend starkem Regen, überläuft und ungeklärtes Wasser in die Kinzig gelangt.

Pour le site pilote de la Kinzig, une étude a été menée pour savoir si la station d'épuration d'Offenbourg avait une influence sur la qualité de la rivière et des eaux souterraines. Outre les méthodes d'analyse chimique classiques, ces études ont pour la première fois intégré l'analyse non ciblée (NTS) afin de détecter des substances jusqu'alors inconnues, en particulier dans le cas de pollutions.

Landgraben

Le site pilote est situé entre les communes de Grünstadt et Dirmstein, dans le district de Bad Dürkheim, dans le Palatinat antérieur, le long du « Landgraben », un cours d'eau de troisième catégorie.

Sur le site pilote sélectionné, l'analyse a porté sur l'influence que le rejet d'eaux usées traitées provenant d'une station d'épuration dans un cours d'eau de surface et dans les eaux souterraines adjacentes avait sur la qualité de l'eau.

Le site pilote a été choisi pour deux raisons : premièrement, le débit du cours d'eau de surface en aval de la station d'épuration est en grande partie constitué d'eaux usées traitées. Deuxièmement, des traces de substances organiques provenant d'eaux usées ont déjà été détectées lors d'études précédentes sur un point de mesure des eaux souterraines situé près du cours d'eau. Afin de mieux comprendre les traces organiques émanant des stations d'épuration qui intègrent les eaux souterraines via les eaux de surface, ce site a été sélectionné pour des études plus approfondies au moyen d'analyses ciblées et d'analyses non ciblées détaillées.

Pour les analyses, quatre points de mesure ont été étudiés sur le site pilote (**Figure 3.2**). Deux échantillons ont été prélevés dans le Landgraben, l'un dans la zone de la source en amont de la station d'épuration de Grünstadt (« Grünstadt, PN 1 Landgraben P&R Bahnhof »), l'autre en aval du point de rejet des eaux usées traitées (« Obersülzen, PN 2 Landgraben »). La sortie de la station d'épuration a également été étudiée (« Grünstadt KLA-Auslauf in Landgraben »). Le quatrième point de prélèvement était le point de mesure 1486 Dirmstein, en aval du rejet de la station d'épuration, à hauteur de la commune de Dirmstein, à environ 160 m du Landgraben.

Für das Pilotgebiet Kinzig wurde untersucht, ob die Kläranlage Offenburg einen Einfluss auf die Flussqualität und auf die Grundwasserqualität hat. Die Untersuchungen umfassten neben den klassischen chemischen Analyseverfahren erstmalig Non-Target-Screening (NTS), um insbesondere bei der Schadstoffsituation bisher unbekannte Stoffe feststellen zu können.

Landgraben

Das Pilotgebiet liegt zwischen den Gemeinden Grünstadt und Dirmstein im Landkreis Bad Dürkheim in der Vorderpfalz entlang eines Fließgewässers 3. Ordnung, das den Namen „Landgraben“ trägt.

In dem ausgewählten Pilotgebiet wurde der Einfluss der Einleitung von geklärtem Abwasser aus einer Kläranlage in ein Oberflächengewässer und das angrenzende Grundwasser hinsichtlich der Wasserqualität untersucht.

Das Pilotgebiet wurde ausgesucht, da der Abfluss des Oberflächengewässers unterhalb der Kläranlage zu einem Großteil aus geklärtem Abwasser besteht und in einer Grundwassermessstelle nahe dem Gewässer in vorherigen Untersuchungen bereits abwasserbürtige organische Spurenstoffe nachgewiesen wurden. Um den Eintrag von organischen Spurenstoffen aus Kläranlagen über Oberflächengewässer in das Grundwasser besser zu verstehen, wurde dieser Standort für detailliertere Untersuchungen mittels Non-Target-Screening und einem ausführlichen Target-Screening ausgewählt.

Für die vorliegenden Untersuchungen wurden im Pilotgebiet vier Messstellen beprobt (**Abbildung 3.2**). Zwei Proben wurden aus dem Landgraben genommen, eine im Quellbereich vor der Kläranlage Grünstadt („Grünstadt, PN 1 Landgraben P&R Bahnhof“), eine hinter der Einleitung des geklärten Abwassers („Obersülzen, PN 2 Landgraben“). Der Auslauf der Kläranlage wurde ebenfalls beprobt („Grünstadt KLA-Auslauf in Landgraben“). Die vierte Probenahmestelle war die Grundwassermessstelle 1486 Dirmstein, die unterhalb der Einleitung des Kläranlagenauslaufs auf Höhe der Gemeinde Dirmstein ca. 160 m vom Landgraben entfernt liegt.



Figure 3.2 : Sites des analyses non ciblées
- à la source du Landgraben à Grünstadt (**A**),
- dans la station d'épuration de Grünstadt (**B**, flèche : sortie de la station d'épuration),
- au Landgraben à Obersülzen (**C**)
- et au point de mesure des eaux souterraines à Dirmstein (**D**).

Abbildung 3.2: Die Standorte für die Non-Target-Screening-Untersuchungen
- am Quellbereich des Landgrabens in Grünstadt (**A**),
- in der Kläranlage Grünstadt (**B**, Pfeil: Kläranlagenauslauf),
- am Landgraben in Obersülzen (**C**)
- und die Grundwassermessstelle in Dirmstein (**D**).

Winkelbach

Le site pilote hessois se situe dans le sud de la Hesse, entre les communes de Bensheim et Gernsheim. Il comprend le Mühlgraben et le Mittelgraben ainsi que le tronçon du Winkelbach à partir de la zone de confluence du Mühlgraben et du Mittelgraben. Ce site a été choisi car le cours d'eau n'est alimenté en eau toute l'année qu'à partir du point de rejet de la station d'épuration. L'exploitant de la station s'est en outre montré ouvert aux projets scientifiques. Une autre condition préalable au choix du site pilote était l'interaction hydraulique entre les eaux de surface et les eaux souterraines dans le cours d'eau étudié. Les effets sur les eaux souterraines n'avaient pas encore fait l'objet d'études approfondies avant ce projet. Dans le cadre du projet, des échantillons ont été prélevés sur deux points de mesure pour les eaux de surface, sur trois points de mesure pour les eaux souterraines et au niveau du rejet de la station d'épuration de Bensheim.

Winkelbach

Das hessische Pilotgebiet liegt in Südhessen zwischen den Kommunen Bensheim und Gernsheim und umfasst den Mühl- und Mittelgraben sowie den Abschnitt des Winkelbachs ab der Einmündung des Mühl- und Mittelgrabens. Das Gebiet wurde ausgewählt, da das Fließgewässer erst ab der Einleitung der Kläranlage ganzjährig wasserführend ist. Der Kläranlagenbetreiber zeigte sich zudem aufgeschlossen gegenüber wissenschaftlichen Projekten. Voraussetzung für die Auswahl des Pilotgebietes war zudem, dass im untersuchten Gewässerverlauf eine hydraulische Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser gegeben ist. Die Auswirkungen auf das Grundwasser wurden bis zu diesem Projekt noch nicht tiefergehend untersucht. Im Rahmen des Projektes wurden Proben an zwei Oberflächengewässermessstellen, an drei Grundwassermessstellen und bei der Einleitung der Kläranlage Bensheim entnommen.

3.2.2.

Stations de traitement des eaux usées et autres pressions du site pilote

Birs

Cinq stations d'épuration se trouvent le long de la Birs, dont quatre en amont du site pilote. La plus proche du site est celle de Zwingen. Mise en service en 1977, elle traite les eaux usées d'environ 26 000 habitants de 15 communes associées. Environ 4 millions de m^3 d'eaux usées sont traités chaque année. Le bassin versant de la station d'épuration de Zwingen couvre une superficie d'environ 990 ha, dont environ 200 ha sont drainés avec un système d'assainissement séparatif (les eaux usées non polluées sont évacuées séparément des eaux usées polluées) et 790 ha dans un système mixte.

Le traitement des eaux usées s'effectue en plusieurs étapes. La plupart des matières solides grossières et des impuretés sont éliminées par voie mécanique. Lors du traitement biologique qui suit, les composants organiques des eaux usées sont dégradés par des micro-organismes. C'est à ce moment que l'ammonium est transformé en nitrate. Les phosphates sont éliminés par ajout de coagulants. Il n'existe pas de quatrième étape de traitement pour éliminer les micropolluants, par exemple au moyen de charbon actif.

Auparavant, le réseau d'égouts du bassin versant de la STEU de Zwingen avait une fonction de délestage lors des précipitations et une partie des eaux usées non traitées se déversait dans les eaux de surface. Pour absorber les pics de pollution en cas de précipitations, cinq bassins d'eaux mixtes d'un volume total de près de 2 700 m^3 ont été construits dans le réseau d'égouts. En contrôlant le remplissage et la vidange des bassins, il est possible, même en cas de précipitations, d'acheminer le plus d'eaux usées possible vers la station d'épuration en vue de leur traitement.

Les eaux usées des communes situées en aval de Zwingen sont acheminées vers la STEU Birs, qui se trouve en aval du site pilote Birs. Des bassins d'eaux mixtes ont également été construits dans le bassin versant de la STEU Birs afin de réduire le déversement dans la Birs des eaux issues du réseau d'égouts en cas de pluie.

Wiese

Le bassin versant de la Wiese jusqu'au site pilote se compose principalement de forêts, de prairies et de pâturages au sud de la Forêt-Noire. En amont de la station d'épuration étudiée, la Wiese est bordée de zones urbaines, auxquelles s'ajoutent, de Schopfheim jusqu'au Rhin, des zones industrielles. À partir de Steinen, on trouve des terres arables et d'autres terres cultivées (vergers). De Lörrach jusqu'au débouché dans le Rhin à travers le canton de Bâle-Ville, la partie aujourd'hui non bâtie de la plaine de la Wiese côtoie des zones urbaines et industrielles. Cet espace d'environ 600 ha fait l'objet d'utilisations diverses : approvisionne-

3.2.2.

Kläranlagen und andere Belastungen der Pilotgebiete

Birs

Entlang der Birs gibt es fünf Kläranlagen, von welchen vier oberhalb des Pilotgebietes liegen. Die zum Standort nächst gelegene ist die Kläranlage Zwingen. Sie wurde im Jahr 1977 in Betrieb genommen und behandelt die Abwässer von etwa 26.000 Einwohnern aus 15 Verbandsgemeinden. Jährlich werden ca. 4 Mio. m^3 Abwasser gereinigt. Das Einzugsgebiet der Kläranlage Zwingen umfasst eine Fläche von ca. 990 ha. Davon sind ca. 200 ha im Trennsystem (unverschmutztes Abwasser wird getrennt vom verschmutzten Abwasser abgeleitet) und 790 ha im Mischsystem entwässert.

Die Abwasserreinigung erfolgt mittels mehrerer Stufen. In der mechanischen Reinigung wird der größte Teil der festen Grob- und Schmutzstoffe entfernt. In der nachfolgenden biologischen Reinigung werden organische Abwasserinhaltsstoffe von Mikroorganismen abgebaut. In dieser Stufe erfolgt auch die Umwandlung von Ammonium in Nitrat. Die Phosphate werden mittels Zugabe von Fällmitteln entfernt. Eine 4. Reinigungsstufe für die Entfernung von Mikroverunreinigungen, z.B. mittels Aktivkohle ist nicht vorhanden.

In früheren Jahren entlastete das Abwasserkanalnetz des Einzugsgebietes der ARA Zwingen bei Niederschlägen und ein Teil des unbehandelten Abwassers gelangte in die Oberflächengewässer. Um insbesondere den Schmutzstoß bei Niederschlägen auffangen zu können, wurden im Kanalnetz fünf Mischwasserbecken mit einem Volumen von knapp 2.700 m^3 gebaut. Durch die Steuerung der Befüllung und Leerung der Becken kann auch bei Niederschlagsereignissen möglichst viel Abwasser auf die Kläranlage geleitet und dort gereinigt werden.

Die Abwässer der Gemeinden unterhalb von Zwingen werden auf die ARA Birs abgeleitet, die unterhalb des Pilotgebietes Birs liegt. Im Einzugsgebiet der ARA Birs wurden ebenfalls Mischwasserbecken gebaut, um die Entlastung aus dem Kanalnetz bei Regenwetter in die Birs zu reduzieren.

Wiese

Das Einzugsgebiet der Wiese setzt sich bis zum Pilotgebiet überwiegend aus Wäldern, Wiesen und Weiden im Süden des Schwarzwalds zusammen. Flussaufwärts der untersuchten Kläranlage sind an der Wiese städtische Flächen angesiedelt, ab Schopfheim bis zum Rhein kommen vermehrt Industrieflächen dazu. Ab Steinen treten Acker- und Anbauflächen für Dauerkulturen wie Obst auf. Von Lörrach bis zur Mündung in den Rhein durch den Kanton Basel-Stadt liegt neben Stadt- und Industrieflächen der heute unverbaute Teil der Wieseebene. Dieser Raum umfasst eine Fläche von rund 600 ha und unterliegt vielfältigen Nutzungen. Neben der Trinkwassergewinnung sind hier Naherholung, Land- und

ment en eau potable, mais aussi loisirs de proximité, agriculture et sylviculture ou encore protection de la nature. Ces différentes utilisations génèrent parfois des conflits. Mais une étude de la nappe phréatique dans la région de Langen Erlen (Bâle-Ville) n'a révélé que des sources de pollution potentiellement faibles pour la qualité de l'eau (TZW, 2018).

L'exploitation de la station d'épuration de Steinen (**Figure 3.3**) est assurée par l'association « Abwasserverband Mittleres Wiesental ». Elle fait partie de la ville de Steinen et traite depuis 1983 les eaux usées des communes de Häg-Ehrburg, Hausen, Kleines Wiesental, Maulburg et Steinen ainsi que des villes de Zell im Wiesental et Schopfheim. En 2022, la station d'épuration de Steinen a traité un volume quotidien d'eaux mixtes d'environ 15 050 m³/j pour une capacité nominale de 75 000 EH.

Les eaux usées communales et industrielles ainsi que les eaux pluviales sont traitées en trois temps. Le traitement des eaux usées s'effectue selon un procédé d'activation avec dénitrification en amont et élimination chimique et biologique du phosphore. Les installations centrales se composent d'une station de pompage d'alimentation, d'un décanteur primaire, d'un bassin d'activation et d'un bassin de décantation secondaire. Les boues d'épuration traitées en plusieurs étapes servent à produire de l'énergie ou sont valorisées thermiquement à l'extérieur ou utilisées comme engrais.

En cas de fortes pluies, les quantités d'eaux usées excédentaires peuvent être stockées temporairement dans les bassins d'orage de la station d'épuration dans l'attente d'un traitement ultérieur en usine. Dans certains cas, ces eaux mixtes doivent être déversées dans la Wiese pour empêcher le débordement à l'intérieur de la station. En amont et en aval de la station d'épuration, plusieurs autres bassins de rétention des eaux pluviales urbaines déversent leurs eaux mixtes dans la Wiese. En amont de la Wiese se trouvent également deux autres stations d'épuration. Avec 14 000 EH et 18 000 EH, leurs capacités sont toutefois nettement plus limitées. Le long de la Wiese, quelques sites contaminés ont été recensés, qui peuvent également être source de pollution pour les eaux courantes et souterraines.

Forstwirtschaft sowie Naturschutz zu nennen. Die unterschiedlichen Nutzungen können dabei zu Konflikten führen. Eine Untersuchung des Grundwassers im Gebiet Langen Erlen in Basel-Stadt zeigte jedoch nur ein geringes Ausmaß möglicher Belastungsquellen auf die Wasserqualität (TZW, 2018).

Die Kläranlage Steinen (**Abbildung 3.3**) wird vom „Abwasserverband Mittleres Wiesental" betrieben. Sie ist Teil der Stadt Steinen und bereitet seit 1983 die Abwässer der Gemeinden Häg-Ehrburg, Hausen, Kleines Wiesental, Maulburg und Steinen sowie der Städte Zell im Wiesental und Schopfheim auf. Im Jahr 2022 verarbeitete die KLA Steinen bei einer Nennkapazität von 75.000 EW eine tägliche Mischwassermenge von ca. 15.050 m³/d.

Kommunale und industrielle Abwässer sowie Regenwasser werden in einer dreistufigen Behandlung gereinigt. Die Abwasserreinigung erfolgt im Belebungsverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation sowie chemischer und biologischer Phosphorelimination. Die zentralen Bauwerke bestehen aus Zulaufpumpwerk, Vorklärung, Belebungsbecken und Nachklärbecken. Der anfallende Klärschlamm wird in einer mehrstufigen Verarbeitung zur Energiegewinnung genutzt, extern thermisch verwertet oder als Dünger eingesetzt.

Bei Starkregenereignissen können überschüssige Abwassermengen in Regenüberlaufbecken der Kläranlage für eine spätere Behandlung im Werk zwischengespeichert werden. In Einzelfällen muss dieses Mischwasser in die Wiese abgeleitet werden, um ein Überlaufen innerhalb der Anlage zu verhindern. Entlang der Wiese finden sich ober- und unterstromig der Kläranlage mehrere weitere städtische Regenüberlaufbecken, welche Mischwasser in die Wiese einleiten. Im Oberstrom der Wiese befinden sich zudem zwei weitere Kläranlagen. Sie besitzen mit 14.000 EW und 18.000 EW jedoch deutlich kleinere Kapazitäten. Entlang der Wiese sind vereinzelte Altlastflächen dokumentiert, welche auch eine Belastung für Fließ- und Grundwasser darstellen können.



Figure 3.3 : Vue aérienne de la station d'épuration de Steinen du site pilote de la Wiese

(Système d'information et de planification spatiale (RIPS) de la LUBW ; Données géographiques officielles © LGL, www.lgl-bw.de, réf. : 2851.9-1/19)

Abbildung 3.3: Luftaufnahme der Kläranlage Steinen im Pilotgebiet an der Wiese

(Räumliches Informations- und Planungssystem (RIPS) der LUBW; Amtliche Geobasisdaten © LGL, www.lgl-bw.de, Az.: 2851.9-1/19)

III

Le bassin versant du site pilote de l'Ill présente une occupation des sols principalement agricole (38,1 %) et forestière (26,4 %), et comporte plus de 200 communes dont Mulhouse et quelques zones industrielles, comme celle de Thann-Cernay sur le bassin versant de la Thur. Au total, 27 STEU déversent leurs eaux usées traitées dans l'Ill ou l'un de ses affluents en amont du site pilote, comme la station de Ruelisheim (62 400 EH) et celle de Cernay (52 500 EH).

Le site pilote de l'Ill comporte deux stations de traitement des eaux usées (STEU) : celle d'Ensisheim (**Figure 3.4**), localisée à la confluence de l'Ill et de la Thur, et celle de Meyenheim (**Figure 3.5**), à 5 km en aval d'Ensisheim.

L'actuelle station d'épuration d'Ensisheim a été mise en service en 2009. Elle est exploitée par la ville d'Ensisheim avec l'appui technique d'une société privée (SUEZ). La station traite quotidiennement environ 3 000 m^3/j provenant des villes d'Ensisheim et d'Ungersheim. D'une capacité maximale de 16 500 EH, elle collecte les eaux usées d'environ 10 000 habitants, des entreprises raccordées de la zone industrielle d'Ensisheim (fabrication de produits métalliques, industrie automobile, industrie alimentaire, hébergement médicalisé) ainsi que des eaux pluviales. La plus grande partie du réseau reste unitaire. Les charges entrantes totales en 2023 et en 2024 correspondent à 7 300 et 8 350 EH. Les eaux usées traitées de la STEU d'Ensisheim sont rejetées à 85 % dans l'Ill et à 15 % dans une lagune artificielle qui s'infiltre dans la nappe (**Figure 3.6**). La STEU est soumise au RSDE. Cette action, menée par l'État français et l'Ineris, a pour objectif la recherche et la réduction de substances considérées « dangereuses » dans les rejets d'industries ou de STEU.

La station de traitement des eaux usées de Meyenheim a été mise en service en 2000. Elle est aujourd'hui exploitée en affermage par SUEZ et traite quotidiennement en moyenne 600 m^3/j provenant des villes de Meyenheim, Munwiller et Réguisheim. Elle traite les eaux usées d'environ 4 500 habitants ainsi que les eaux de pluie. Les charges entrantes totales en 2023 et 2024 correspondent à 1 485 et 2 157 EH. Les eaux usées traitées de la station de Meyenheim sont rejetées dans l'Ill.

III

Das Einzugsgebiet des Pilotgebietes Ill wird hauptsächlich landwirtschaftlich (38,1 %) und forstwirtschaftlich (26,4 %) genutzt, umfasst aber auch über 200 Kommunen, darunter Mulhouse und einige Industriegebiete wie Thann-Cernay im Einzugsgebiet der Thur. Insgesamt leiten 27 Kläranlagen ihre behandelten Abwässer in die Ill oder einen ihrer Zuflüsse oberhalb des Pilotgebietes ein, darunter die Kläranlagen von Ruelisheim (62.400 EW) und Cernay (52.500 EW).

Das Pilotgebiet Ill umfasst zwei Kläranlagen (KLA): die Anlage in Ensisheim (**Abbildung 3.4**), die sich am Zusammenfluss von Ill und Thur befindet, und die Anlage in Meyenheim (**Abbildung 3.5**), 5 km flussabwärts von Ensisheim.

Die derzeitige Kläranlage von Ensisheim wurde 2009 in Betrieb genommen. Sie wird von der Stadt Ensisheim mit technischer Unterstützung eines privaten Unternehmens (SUEZ) betrieben. Die Anlage behandelt täglich etwa 3.000 m^3 Abwasser aus den Städten Ensisheim und Ungersheim. Sie verfügt über eine maximale Kapazität von 16.500 EW und sammelt das Abwasser von etwa 10.000 Einwohnern, den angeschlossenen Unternehmen des Industriegebietes Ensisheim (Metallverarbeitung, Automobilindustrie, Lebensmittelindustrie, Pflegeeinrichtungen) sowie Regenwasser, wobei der größte Teil des Netzes ein Mischsystem ist. 2023 und 2024 betrug die Gesamtfracht 7.300 bzw. 8.350 EW. Das von der KLA Ensisheim behandelte Abwasser wird zu 85 % in die Ill und zu 15 % in eine künstliche Lagune geleitet, die in das Grundwasser versickert (**Abbildung 3.6**). In dieser Kläranlage wird eine Maßnahme (RSDE) des französischen Staates und des Ineris durchgeführt mit dem Ziel, Stoffe zu erforschen und zu reduzieren, die in Abwässern von Industriebetrieben oder von Kläranlagen als „gefährlich" gelten.

Die Kläranlage von Meyenheim wurde im Jahr 2000 in Betrieb genommen und wird derzeit von SUEZ betrieben. Sie klärt täglich im Durchschnitt 600 m^3 Abwasser aus den Städten Meyenheim, Munwiller und Réguisheim. Dabei handelt es sich um das Abwasser von etwa 4.500 Einwohnern sowie Regenwasser. In den Jahren 2023 und 2024 betrug die Gesamtfracht 1.485 bzw. 2.157 EW. Das in der KLA Meyenheim behandelte Abwasser wird in die Ill eingeleitet.



Figure 3.4 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées d'Ensisheim du site pilote de l'Ill
(© Géoportail, www.geoportail.gouv.fr)

Abbildung 3.4: Luftaufnahme der Kläranlage von Ensisheim im Pilotgebiet Ill
(© Géoportail, www.geoportail.gouv.fr)



Figure 3.5 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées de Meyenheim du site pilote de l'Ill
(© Géoportail, www.geoportail.gouv.fr)

Abbildung 3.5: Luftaufnahme der Kläranlage von Meyenheim im Pilotgebiet Ill
(© Géoportail, www.geoportail.gouv.fr)



Figure 3.6 : Rejet de sortie de la station de traitement des eaux usées d'Ensisheim
(© APRONA)

Abbildung 3.6: Auslauf der Kläranlage von Ensisheim
(© APRONA)

Kinzig

En amont d'Offenbourg, le bassin versant de la Kinzig se compose en grande partie de forêts et de prairies dans la Forêt-Noire. Le long de la Kinzig et de ses affluents, on trouve de petites zones urbaines et industrielles. Peu avant Offenbourg, l'utilisation des sols fait majoritairement place à des terres agricoles et à des cultures viticoles et fruitières. Lahr et Offenbourg possèdent également de grandes zones urbaines et industrielles.

La station d'épuration intercommunale d'Offenbourg-Griesheim (**Figure 3.7**) est en exploitée depuis 1994 par le « Abwasserzweckverband Raum Offenburg » (syndicat intercommunal chargé du traitement des eaux usées de la région d'Offenbourg). Elle se situe dans le quartier Griesheim d'Offenbourg et traite les eaux usées des communes de Durbach, Hohberg, Offenbourg, Ohlsbach, Ortenberg et Willstätt. Le réseau d'égouts de la zone gérée par le syndicat intercommunal comprend à la fois des systèmes d'assainissement mixtes et séparatifs. Il a traité en 2023 un volume moyen d'eaux usées de 26 100 m^3/j.

Le traitement concerne les eaux usées communales et industrielles ainsi que les eaux pluviales. L'épuration biologique s'effectue selon le procédé d'activation avec dénitrification en amont et élimination chimique du phosphore. Les boues d'épuration traitées en plusieurs étapes servent à produire de l'énergie ou sont valorisées thermiquement à l'extérieur. Les ouvrages centraux comprennent une station de pompage d'alimentation, un décantage primaire, des bassins d'activation et de décantation secondaire. L'installation a une capacité nominale de 200 000 EH pour une charge réelle d'environ 100 000 EH. Cette valeur tient compte de la charge industrielle, qui équivaut à environ 30 000 EH.

La qualité de l'eau de la Kinzig peut varier en fonction de différents facteurs. En cas de fortes précipitations, la station d'épuration procède à un stockage intermédiaire dans un bassin de rétention des eaux pluviales, en vue d'un traitement ultérieur dans l'usine (mode de fonctionnement normal). Il peut arriver que des eaux mixtes diluées s'écoulent dans le Mühlbach via des canalisations, mais ce sont des cas isolés, imputables à des quantités d'eau excessives. Il existe d'autres bassins de rétention des eaux pluviales dans la zone urbaine d'Offenbourg, qui rejettent également des eaux mixtes dans le Mühlbach. En outre, plusieurs stations d'épuration situées en amont de la Kinzig rejettent leurs eaux directement ou indirectement dans la Kinzig via des affluents. Deux petites stations d'épuration situées à proximité d'Offenbourg rejettent leurs effluents directement dans la Kinzig et dans le Reichenbach, qui se jette dans la Kinzig. Avec des capacités de 46 100 EH et 33 500 EH, elles sont nettement plus petites, mais pourraient également avoir une incidence sur la qualité de l'eau de la Kinzig.

En outre, l'exploitation des terres, notamment les terres agricoles (utilisation d'engrais et de pesticides), ainsi que les sites urbains contaminés le long de la Kinzig peuvent constituer des sources de pollution. Ce projet vise à étudier les effets possibles de ces pollutions potentielles sur la qualité de la nappe phréatique.

Kinzig

Flussaufwärts von Offenburg setzt sich das Einzugsgebiet der Kinzig großflächig aus Wäldern und Wiesenflächen im Schwarzwald zusammen. Entlang der Kinzig und dessen Flussabzweigungen finden sich kleinere städtische Flächen und Industriegebiete. Kurz vor Offenburg wechselt die Landnutzung zu überwiegend Ackerland und Anbauflächen für Wein und Obst. Weiter sind Lahr und Offenburg mit großen städtischen und industriellen Flächen vorzufinden.

Die Verbandskläranlage Offenburg-Griesheim (**Abbildung 3.7**) wird vom „Abwasserzweckverband Raum Offenburg" seit 1994 im Eigenbetrieb betrieben. Sie liegt im Offenburger Ortsteil Griesheim und reinigt die Abwässer der Gemeinden Durbach, Hohberg, Offenburg, Ohlsbach, Ortenberg und Willstätt. Das Kanalnetz des Verbandsgebiets weist sowohl Misch- als auch Trennsysteme auf und klärte im Jahr 2023 eine durchschnittliche Abwassermenge von 26.100 m^3/d.

Behandelt werden kommunale und industrielle Abwässer sowie Niederschlagswasser. Die biologische Reinigung erfolgt im Belebungsverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation und chemischer Phosphorelimination. Der anfallende Klärschlamm wird in einer mehrstufigen Behandlung zur Energiegewinnung oder extern thermisch weiterverwertet. Zentrale Bauwerke ergeben sich aus Zulaufpumpwerk, Vorklärung, Belebungs- und Nachklärbecken. Die Anlage verfügt über eine Nennkapazität von 200.000 EW bei einer tatsächlichen Auslastung von ca. 100.000 EW. In diesem Wert wird die industrielle Belastung berücksichtigt und mit ca. 30.000 EW gleichgestellt.

Die Wasserqualität der Kinzig kann über verschiedene Quellen beeinflusst werden. In der Kläranlage erfolgt bei starken Regenereignissen im regulären Betrieb eine Zwischenspeicherung in einem Regenüberlaufbecken und eine spätere Behandlung im Werk. Nur vereinzelt kann es bei übermäßigen Wassermengen dazu kommen, dass verdünntes Mischwasser über Abläufe ins Mühlbach-Gewässer gelangt. Weitere Regenüberlaufbecken gibt es im Stadtgebiet Offenburg, welche auch Mischwasser in den Mühlbach leiten. Weiter befinden sich im Oberstrom der Kinzig mehrere Kläranlagen, welche direkt oder indirekt über Nebenflüsse in die Kinzig einleiten. Zwei kleinere Kläranlagen in der Nähe zu Offenburg leiten direkt in die Kinzig und in den Reichenbach ein, welcher in die Kinzig mündet. Sie besitzen mit 46.100 EW und 33.500 EW eine deutlich kleinere Kapazität, könnten jedoch ebenfalls die Wasserqualität der Kinzig beeinflussen.

Zusätzlich können Landnutzung wie Ackerflächen mit der Anwendung von Düngern und Pestiziden sowie städtische Altlastflächen entlang der Kinzig Belastungsquellen darstellen. Mögliche Auswirkungen dieser potenziellen Belastungen auf die Qualität des Grundwassers sollen mit diesem Projekt untersucht werden.



Figure 3.7 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées d'Offenbourg-Griesheim dans le site pilote du Mühlbach. La Kinzig coule parallèlement à gauche du Mühlbach

(Système d'information et de planification spatial (RIPS) de la LUBW ; Données géographiques officielles © LGL, www.lgl-bw.de, réf. : 2851.9-1/19)

Abbildung 3.7: Luftaufnahme der Verbandskläranlage Offenburg-Griesheim im Pilotgebiet am Mühlbach. Die Kinzig verläuft parallel links neben dem Mühlbach

(Räumliches Informations- und Planungssystem (RIPS) der LUBW; Amtliche Geobasisdaten © LGL, www.lgl-bw.de, Az.: 2851.9-1/19)

Landgraben

La station d'épuration de Grünstadt (**Figure 3.8**) est une station d'épuration communale qui traite à la fois les eaux usées urbaines et industrielles. Elle a une capacité de 44 300 EH. Les eaux usées sont traitées en trois étapes : mécanique, biologique et chimique. La station d'épuration ne dispose pas encore d'une quatrième étape de traitement permettant d'éliminer des eaux usées, les traces de substances organiques telles que les produits pharmaceutiques.

Le SGD Süd a connaissance d'un incendie survenu en 1995 dans la zone industrielle de Grünstadt. Des mousses d'extinction contenant des PFAS avaient alors été utilisées pour l'éteindre. Les eaux usées issues de l'extinction ont été rejetées sans traitement dans le Landgraben via la station d'épuration de Grünstadt.

Après avoir traversé la localité de Grünstadt, le Landgraben traverse un paysage principalement agricole, ce qui peut entraîner des rejets de produits phytosanitaires ou de leurs métabolites.

Landgraben

Die Kläranlage Grünstadt (**Abbildung 3.8**) ist eine kommunale Kläranlage, in der sowohl Siedlungs- als auch Industrieabwässer aus einem Industriegebiet am östlichen Ortsrand von Grünstadt behandelt werden. Sie hat eine Ausbaugröße von 44.300 EW. Das Abwasser wird in drei Stufen – mechanisch, biologisch und chemisch – behandelt. Die Kläranlage besitzt noch keine vierte Reinigungsstufe, um organische Spurenstoffe wie z.B. Pharmazeutika aus dem Abwasser zu entfernen.

Aus dem Jahr 1995 ist der SGD Süd ein Brandfall im Industriegebiet Grünstadt bekannt, der damals mit PFAS-haltigen Löschschäumen gelöscht wurde. Die Löschabwässer wurden über die Kläranlage Grünstadt ungeklärt in den Landgraben eingeleitet.

Nach der Ortslage Grünstadt durchfließt der Landgraben eine hauptsächlich ackerbaulich geprägte Landschaft, wodurch es zum Eintrag von Pflanzenschutzmitteln oder deren Metaboliten kommen kann.



Figure 3.8 : Vue aérienne de la station de traitement des eaux usées communale de Grünstadt du site pilote du Landgraben

(Source : LVermGeo, Office régional de la topographie et d'information géographique de Rhénanie-Palatinat, www.lvermgeo.rlp.de)

Abbildung 3.8: Luftaufnahme der kommunalen Kläranlage in Grünstadt im Pilotgebiet Landgraben

(Quelle: LVermGeo, Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz, www.lvermgeo.rlp.de)

Winkelbach

La station d'épuration communale de Bensheim a été mise en service en 1974 (KMB Bensheim). Elle est actuellement exploitée par le syndicat intercommunal Kommunalwirtschaft Mittlere Bergstraße (KMB). Conformément aux prescriptions en vigueur, le processus d'épuration se déroule en trois étapes : épuration mécanique, chimique et biologique. La station traite quotidiennement en moyenne 14 000 m³ d'eaux usées de la ville de Bensheim et des communes de Lautertal et Einhausen. Elle traite les eaux usées d'environ 60 000 habitants, d'origine industrielle et commerciale ainsi que les eaux pluviales. La charge polluante totale s'élève à 90 000 EH. La durée de séjour des eaux usées dans la station d'épuration varie en fonction des conditions météorologiques, tout comme le volume des eaux usées. Par temps sec, environ 10 000 m³ d'eaux usées sont traités pour un temps de séjour de 39 heures, tandis que par temps pluvieux, environ 48 000 m³ sont traités pour un temps de séjour de 8 heures. En moyenne, le temps de séjour est de 28 heures (KMB Bensheim). Les eaux usées épurées sont rejetées dans le Mühl- et Mittelgraben (**Figure 3.9**), qui se jette à son tour dans le Rhin via le Winkelbach. Par temps sec, les eaux usées traitées par la station d'épuration sont l'unique source d'alimentation du Mühl- et Mittelgraben. Plus d'infos : www.kmb-bensheim.de

En raison de sa concentration élevée en amidotrizoïque (produit de contraste radiographique), le Winkelbach a déjà été mentionné plusieurs fois dans des publications publiques (Ternes & Hirsch, 2000 ; CIPR, 2010 ; UBA, 2011). Depuis 2013, le paramètre « acide amidotrizoïque » fait l'objet d'une surveillance systématique dans le cadre du monitoring national des masses d'eau de surface. Ce projet permet pour la première fois d'étudier de manière approfondie les effets sur la nappe phréatique.

Outre la station d'épuration de Bensheim, il existe d'autres rejets potentiels le long du Winkelbach qui n'ont pas été étudiés dans le cadre de cette étude.

Winkelbach

Die Inbetriebnahme der kommunalen Kläranlage Bensheim erfolgte im Jahr 1974 (KMB Bensheim). Gegenwärtiger Betreiber ist der Zweckverband Kommunalwirtschaft Mittlere Bergstraße (KMB). Das Reinigungsverfahren ist entsprechend der aktuellen Vorgaben dreistufig, bestehend aus mechanischer, chemischer und biologischer Reinigung. Die Anlage reinigt täglich durchschnittlich 14.000 m³ Abwasser der Stadt Bensheim sowie der Gemeinden Lautertal und Einhausen. Gereinigt wird Abwasser von rund 60.000 Einwohnern, von Industrie und Gewerbe im Einzugsgebiet und Niederschlagswasser. Die Gesamtschmutzfracht beträgt 90.000 EW. Die Verweildauer des Abwassers in der Kläranlage variiert ebenso wie die Abwassermenge mit der Wetterlage. Bei Trockenwetter werden ca. 10.000 m³ Abwasser mit einer Verweildauer von 39 Stunden gereinigt, bei Niederschlag sind es ca. 48.000 m³ mit einer Verweildauer von 8 Stunden. Im Durchschnitt liegt die Verweildauer bei 28 Stunden (KMB Bensheim). Das gereinigte Abwasser der Kläranlage wird in den Mühl- und Mittelgraben eingeleitet (**Abbildung 3.9**), der wiederum über den Winkelbach in den Rhein mündet. Der Mühl- und Mittelgraben ist bei Trockenwetter erst mit der Einleitung des gereinigten Abwassers der Kläranlage wasserführend. Mehr: https://www.kmb-bensheim.de

Der Winkelbach wurde aufgrund seiner erhöhten Konzentration des Röntgenkontrastmittels Amidotrizoesäure bereits in der Vergangenheit mehrfach in öffentlichen Publikationen genannt (Ternes & Hirsch, 2000; IKSR, 2010; UBA, 2011). Seit 2013 wird der Parameter Amidotrizoesäure im Rahmen des landesweiten Monitorings der Oberflächenwasserkörper systematisch überwacht. Auswirkungen auf das Grundwasser werden erstmals mit diesem Projekt tiefergehend untersucht.

Neben der Kläranlage Bensheim existieren entlang des Winkelbachs weitere mögliche Einleiter, die im Rahmen dieser Studie nicht untersucht wurden.

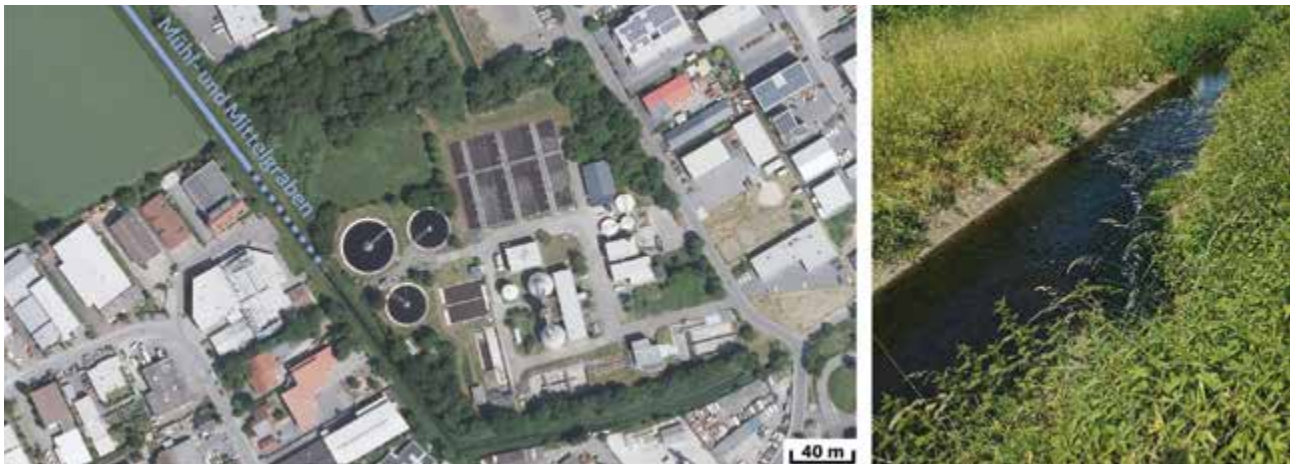


Figure 3.9 : À gauche : vue aérienne de la station de traitement des eaux usées de Bensheim (© HVBG, état en 2025)
À droite : rejet des eaux usées épurées de la station d'épuration de Bensheim dans le Mühl- et Mittelgraben (© HLNUG)

Abbildung 3.9: Links: Luftaufnahme der Kläranlage Bensheim (© HVBG, Stand 2025)
Rechts: Einleitung des gereinigten Abwassers der Kläranlage Bensheim in den Mühl- und Mittelgraben (© HLNUG)

3.2.3.

Contexte hydrologique et hydrogéologique

Birs

Le site pilote (**Carte 3.7**) se trouve à l'extrémité est de la vallée du Rhin, dans la région de la flexure rhénane. La structure du sous-sol rocheux présente une tectonique fracturée complexe. De nombreuses fractures s'étendent parallèlement et perpendiculairement à la Birs. Le long de ces failles, les masses rocheuses fracturées se sont déplacées horizontalement et verticalement les unes par rapport aux autres au cours du temps.

La surface du terrain se caractérise par le niveau d'érosion des graviers de la terrasse basse à l'est et par les couches rocheuses jurassiques et triasiques ascendantes au sud. Le site pilote est situé dans un remplissage holocène de la vallée d'environ 700 à 800 m de large, au niveau de la terrasse inférieure, flanqué à l'ouest et à l'est par des graviers de terrasse basse. Les graviers de la terrasse basse et les plaines alluviales holocènes abritent dans la vallée de la Birs une importante nappe phréatique de roches meubles, utilisée pour l'approvisionnement en eau potable.

La puissance de la nappe phréatique dans les roches meubles du site est de 6 à 7 m et la distance au sol est d'environ 5 m. Le coefficient de perméabilité est compris entre 2 x 10^{-3} et 4 x 10^{-3} m/s. La modélisation des conditions d'écoulement et d'infiltration montre que la Birs s'infiltre dans les eaux souterraines de la section du site pilote, en particulier lors de crues. La part d'infiltration fluviale peut alors dépasser 50 % des eaux souterraines, tandis qu'en période de basses eaux, cette part n'atteint que quelques pour cent (Affolter Huggenberger, 2013).

Des mesures détaillées du débit, combinées à des relevés de température dans la Birs et dans les eaux souterraines à proximité du site pilote, ont révélé une infiltration d'eau souterraine d'environ 300 L/s dans la partie supérieure et une exfiltration d'eau souterraine d'environ 100 L/s dans la partie inférieure (Vinnå et Kienzler, 2025).

Une station de pompage d'eau potable, deux stations de pompage pour l'irrigation et sept piézomètres ont été utilisés pour analyser la qualité des eaux souterraines sur le site pilote. Un échantillon a été prélevé à un endroit de la Birs. Trois piézomètres ont été installés dans le cadre du projet.

Le tableau ci-après (**Tableau 3.1**) indique la distance entre les sites de prélèvement et la Birs. La proximité de la Birs ne donne toutefois aucune indication sur la proportion d'eau fluviale récente dans chaque point. Celle-ci dépend en effet de la direction d'écoulement de la nappe phréatique et des conditions d'infiltration au niveau du lit de la Birs, qui peuvent varier en fonction du débit.

3.2.3.

Hydrologischer und hydrogeologischer Kontext

Birs

Das Pilotgebiet (**Karte 3.7**) liegt am Ostrand des Rheintalgrabens, im Bereich der Rheintalflexur. Hier ist die Struktur des Felsuntergrunds durch eine komplizierte Bruchtektonik charakterisiert. Sowohl parallel zur Birs als auch quer dazu verlaufen zahlreiche Brüche. Entlang dieser Störungsflächen sind die Gesteinspakete zerbrochen und horizontal und vertikal gegeneinander verschoben.

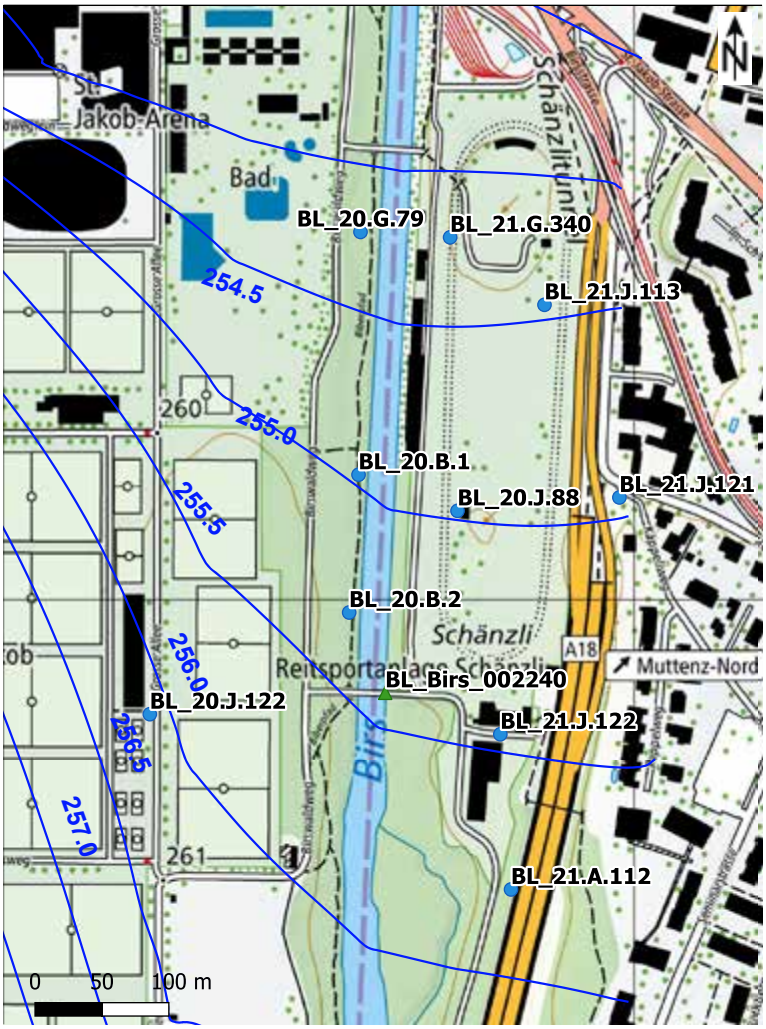
Die Geländeoberfläche ist charakterisiert durch die Erosionsstufe der Niederterrassenschotter im Osten und den ansteigenden jurassischen und triassischen Gesteinspaketen im Süden. Das Pilotgebiet liegt in einer ca. 700 – 800 m breiten holozänen Talfüllung der tieferen Terrassenebene, die auf westlicher und östlicher Seite von Niederterrassen-Schottern flankiert wird. Die Niederterrassenschotter und holozänen Talauen beherbergen im Birstal ein großes Lockergesteins-Grundwasservorkommen, welches zur Trinkwassergewinnung genutzt wird.

Die Grundwassermächtigkeit im Lockergestein am Standort beträgt 6 - 7 m, der Flurabstand rund 5 m. Der Durchlässigkeitsbeiwert liegt bei 2 x 10^{-3} bis 4 x 10^{-3} m/s. Modellierungen der Grundwasserströmungs- und Infiltrationsverhältnisse haben ergeben, dass die Birs insbesondere bei Hochwassersituationen im Abschnitt des Pilotgebietes ins Grundwasser infiltriert. Der Anteil an Flussinfiltrat kann dann mehr als 50 % des Grundwassers ausmachen, während Niedrigwasserverhältnissen liegt dieser Anteil bei wenigen Prozent (Affolter Huggenberger, 2013).

Detaillierte Abflussmessungen in der Birs kombiniert mit Temperaturmessungen in der Birs und im Grundwasser im Bereich des Pilotgebietes haben im oberen Abschnitt eine Grundwasserinfiltration von rund 300 L/s und im unteren Abschnitt eine Grundwasserexfiltration von rund 100 L/s ergeben (Vinnå und Kienzler, 2025).

Für die Untersuchung der Grundwasserqualität im Pilotgebiet wurden ein Trinkwasserpumpwerk, zwei Bewässerungspumpwerke und sieben Piezometer genutzt und an einer Stelle die Birs beprobt. Drei Piezometer wurden im Rahmen des Projekts erstellt.

Die nachstehende Tabelle (**Tabelle 3. 1**) zeigt den Abstand der Probenahmestandorte zur Birs. Die Nähe zur Birs besagt jedoch noch nichts zum Anteil an jungem Flusswasser in der jeweiligen Fassung. Dieser hängt von der Strömungsrichtung des Grundwassers und den jeweiligen Infiltrationsverhältnissen der Sohle der Birs ab, die sich je nach Abflussverhältnis ändern kann.



Carte 3.7 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote de la Birs

Karte 3.7: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Birs

Point de prélèvement Probenahmestelle	Type Typ	Distance par rapport à la Birs (m) Abstand zur Birs (m)
BL_21.A.112	Station de pompage d'eau potable / Trinkwasserpumpwerk	117
BL_20.B.1	Station de pompage d'eau potable / Trinkwasserpumpwerk	8
BL_20.B.2	Station de pompage d'eau potable / Trinkwasserpumpwerk	8
BL_20.G.79	Piézomètre / Piezometer	16
BL_20.J.88	Piézomètre / Piezometer	47
BL_20.J.122	Piézomètre / Piezometer	155
BL_21.G.340	Piézomètre / Piezometer	31
BL_21.J.113	Piézomètre / Piezometer	104
BL_21.J.121	Piézomètre / Piezometer	166
BL_21.J.122	Piézomètre / Piezometer	87
BL_Birs_002240	Cours d'eau / Gewässer	0

Tableau 3.1 : Distance des points de prélèvement par rapport à la Birs

Tabelle 3.1: Abstand der Probenahmestellen zur Birs

Wiese

La Wiese, longue d'environ 57 km, est un important affluent du Rhin dans le sud du Bade-Wurtemberg. Son bassin versant (**Figure 3.10**) couvre environ 453 km². Elle prend sa source dans la Forêt-Noire, près du Feldberg, et se jette dans le Rhin près de Bâle. Le site pilote étudié mesure environ 20 km (14 km côté badois et 6 km côté suisse). Il comprend le tronçon allant de la station d'épuration de Steinen jusqu'à sa confluence avec le Rhin à Bâle.

Du point de vue hydrologique, la Wiese présente un régime de ruissellement alimenté par les précipitations et également par la fonte des neiges provenant des hautes altitudes de la Forêt-Noire (régime pluvio-nival). Le ruissellement est marqué par une importante variabilité saisonnière, avec un maximum en hiver et un minimum en été. Les fortes pluies entraînent une augmentation de la vitesse d'écoulement, la mobilisation des sédiments et des polluants, ainsi qu'une dilution temporaire des substances dissoutes. Parallèlement, les stations d'épuration peuvent y introduire des micropolluants qui ne sont que partiellement éliminés.

Le soutien d'étiage n'est pas assuré par des barrages, mais par l'étroite interconnexion entre la rivière et la nappe phréatique. Parmi les affluents importants de la zone d'étude figurent des cours d'eau latéraux comme le Steinenbach, ainsi que des fossés urbains et agricoles.

Les unités hydrogéologiques (**Carte 3.8**) de l'aquifère du bassin versant de la Wiese comprennent le grès de Bunter de la Forêt-Noire, des dalles de calcaire du Muschelkalk, les plateaux du Keuper et des blocs tectoniques en bordure du graben. Ces unités sont complétées par des sédiments du Quaternaire récent et du Quaternaire du bloc du graben, qui constituent des aquifères poreux perméables. Les eaux souterraines s'écoulent vers le sud-ouest à travers les sédiments quaternaires des aquifères et les dalles de calcaire du Muschelkalk, en direction de la plaine du Rhin. La fonction protectrice des strates sus-jacentes est généralement faible et le potentiel protecteur de la couverture aquifère est par conséquent faible.

Cette variation hydraulique signifie que les changements du régime fluvial, tels que ceux provoqués par de fortes pluies ou des étiages, peuvent rapidement impacter la nappe phréatique. Ceci accroît le taux d'infiltration des eaux de surface dans la nappe et peut potentiellement entraîner une augmentation des polluants.

Le site pilote (le Lange Erlen) à Bâle-Ville se caractérise par des graviers de terrasses inférieures du Quaternaire, fortement remodelés par l'aggradation et l'érosion au cours des 30 000 dernières années. Ces graviers se composent de graviers rhénans grisâtres, calcaires, grossiers et sableux, provenant du bassin versant principalement alpin, et de graviers de prairies brun rougeâtre, siliceux et plus fins, provenant de la Forêt-Noire. L'épaisseur de la nappe phréatique y est d'environ 8 à 16 m.

Wiese

Die Wiese (**Abbildung 3.10**) ist mit rund 57 km Länge ein bedeutender Nebenfluss des Rheins im Süden Baden-Württembergs und besitzt ein Einzugsgebiet mit einer Gesamtfläche von etwa 453 km². Sie entspringt im Hochschwarzwald am Feldberg und mündet bei Basel in den Rhein. Das betrachtete Pilotgebiet umfasst, mit einer Länge von rund 20 km (14 km auf badischer Seite und 6 km auf Schweizer Seite) den Abschnitt ab der Kläranlage Steinen bis zur Rheinmündung in Basel.

Hydrologisch zeigt die Wiese ein Abflussregime, das durch Niederschläge dominiert wird und zusätzlich von Schneeschmelze aus den Hochlagen des Schwarzwaldes gespeist wird (pluvio-nivales Regime). Es weist eine deutliche saisonale Abflussvariabilität auf, mit einem Maximum im Winterhalbjahr und einem Minimum in den Sommermonaten. Starkregenereignisse führen zu einer erhöhten Fließgeschwindigkeit, einer Mobilisierung von Sedimenten und Schadstoffen sowie zu einer vorübergehenden Verdünnung gelöster Stoffe. Gleichzeitig können einleitende Kläranlagen Spurenstoffe eintragen, die nur unvollständig eliminiert werden. Eine hydraulische Stützung in Trockenzeiten erfolgt nicht durch Talsperren, sondern durch die enge Kopplung zwischen Fluss und Grundwasserleiter. Wichtige Zuflüsse im Untersuchungsraum sind Seitenbäche wie der Steinenbach sowie städtische und landwirtschaftlich geprägte Gräben.

Die hydrogeologischen Einheiten (**Karte 3.8**) des Grundwasserleiters im Einzugsgebiet der Wiese umfassen Buntsandstein des Schwarzwaldes, Muschelkalk-Platten, das Keuper-Bergland sowie tektonische Schollen am Grabenrand. Ergänzt werden diese durch jungquartäre und quartäre Sedimente der Grabenscholle, die als durchlässige Porengrundwasserleiter wirken. Das Grundwasser strömt in süd-westliche Richtung durch die grundwasserleitenden quartären Sedimente und Muschelkalk-Platten zur Rheinebene. Die Schutzfunktion der Deckschichten ist insgesamt gering, das Schutzpotenzial der Grundwasserüberdeckung entsprechend niedrig.

Dieser hydraulische Wechsel führt dazu, dass Änderungen im Flussregime, etwa durch Starkregen oder Niedrigwasser, zeitnah auf den Grundwasserleiter wirken können. Dies erhöht die Infiltrationsrate des Oberflächenwassers in den Grundwasserspeicher und kann zu einem potenziell erhöhten Eintrag von Schadstoffen führen.

Das Pilotgebiet (die Langen Erlen) in Basel-Stadt wird durch quartäre Niederterrassenschotter charakterisiert, welche in den letzten 30.000 Jahren vielfach durch Aggradation und Degradation überformt und geprägt wurden. Sie setzen sich aus den gräulichen, kalkhaltigen, groben und sandreichen Rheinschotter aus dem vorwiegend alpinen Einzugsgebiet und den rötlichbraunen, silikatischen, feineren Wieseschotter aus dem Schwarzwald zusammen. Der Aquifer ist in den Langen Erlen ca. 8 – 16 m mächtig.



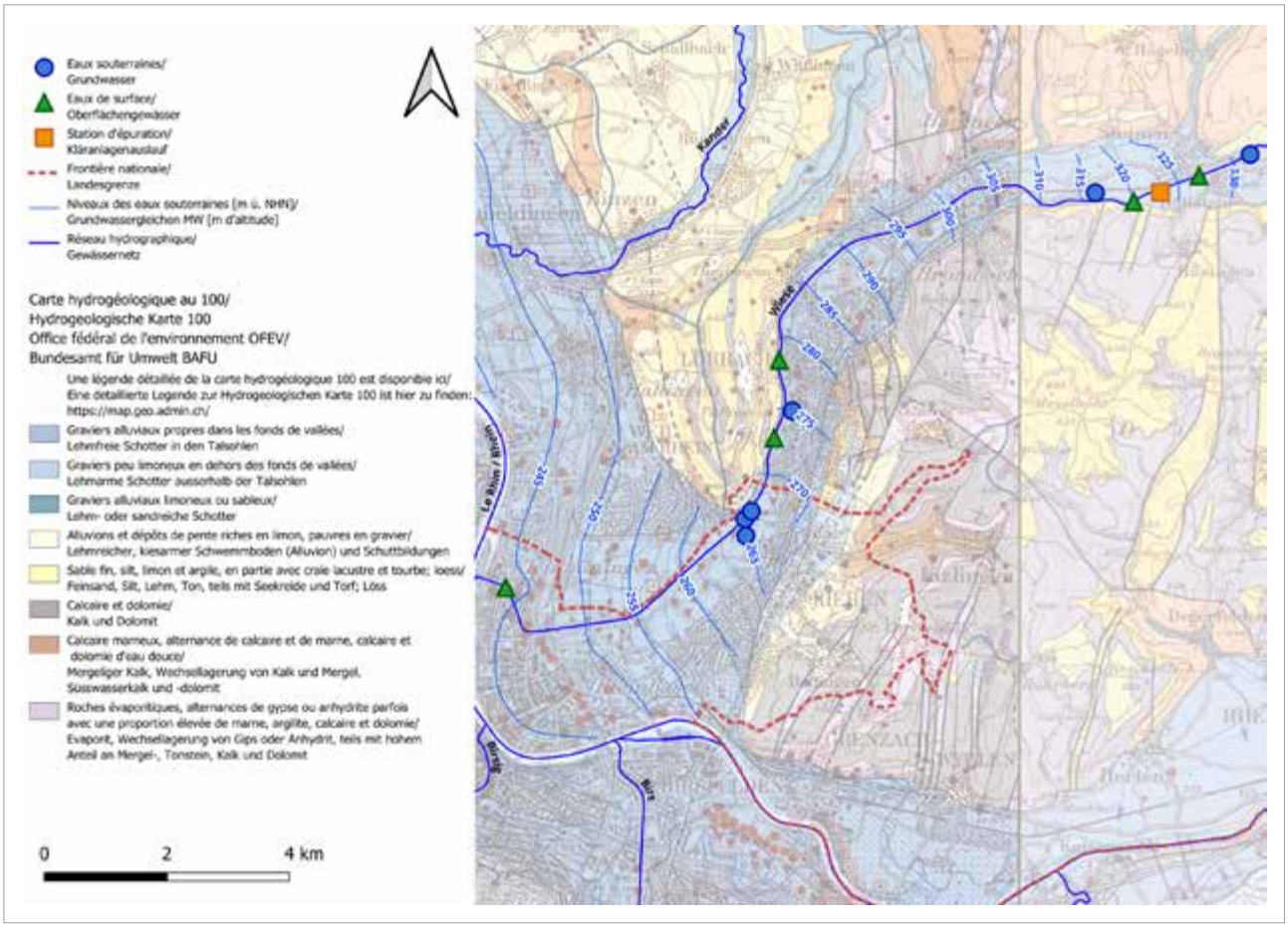
Figure 3.10 : Photographies de la Wiese dans la région de Lange Erlen

(© Canton de Bâle-Ville : www.bs.ch/bilddatenbank)



Abbildung 3.10: Foto der Wiese im Bereich der Langen Erlen

(© Kanton Basel-Stadt: www.bs.ch/bilddatenbank)



Carte 3.8 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote de la Wiese

(© Canton de Bâle-Ville : www.bs.ch/bilddatenbank)

Karte 3.8: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Wiese

(© Kanton Basel-Stadt : www.bs.ch/bilddatenbank)

III

Connaissances générales

Sur la portion étudiée de l'Ill, l'aquifère rhénan est composé dans sa partie superficielle des alluvions de l'Ill. Ces dernières reposent sur les alluvions rhénanes et vosgiennes. L'épaisseur des alluvions de l'Ill est d'environ 20 mètres au droit du site pilote tandis que l'intégralité de la hauteur des alluvions reconnues par forage dans le secteur est au maximum de 180 mètres.

Le type de dépôt alluvial entraîne une hétérogénéité horizontale et verticale des propriétés hydrauliques. Peu de mesures existent sur le secteur, mais les données existantes (Banque du sous-sol eau du BRGM et BRAR) indiquent une perméabilité très élevée (de l'ordre de 10^{-3} à 10^{-4} m/s) voire au-delà sur des horizons très productifs.

L'Ill est le principal affluent alsacien du Rhin (**Figure 3.11**). Elle prend sa source à la frontière franco-suisse dans le sud de l'Alsace et rejoint le Rhin au nord de Strasbourg après avoir collecté l'ensemble des rivières vosgiennes. Elle suit un régime pluvial caractérisé par des hautes eaux en hiver et des basses eaux en fin d'été. À Ensisheim, l'Ill conflue avec la Thur, une rivière vosgienne. Parallèle à l'Ill, à l'est, s'écoule le Canal Vauban, alimenté par de l'eau du Rhin. Le débit moyen journalier de l'Ill à Meyenheim est de 15,6 m^3/s.

Au droit du site pilote, la rivière est en position perchée et alimente la nappe, quelle que soit la saison. Jusqu'en 1997, l'Ill connaissait des assecs estivaux récurrents, l'eau de la rivière s'infiltrant en totalité dans les alluvions en période d'étiage. La mise en place d'un soutien d'étiage (entre 2 et 6 m^3/s) par le Rhin permet aujourd'hui d'éviter ces situations.

Caractérisation hydrodynamique

Des travaux de reconnaissance ont été réalisés entre mars 2023 et mai 2024.

Des jaugeages différentiels de débit ont permis de mesurer, entre Ensisheim et Niederhergheim, une infiltration de l'Ill vers la nappe d'environ 0,3 $m^3/s/km$ (8 % du débit mesuré) en hautes eaux hydrologiques et de 0,09 $m^3/s/km$ en basses eaux (26 % du débit mesuré).

Un suivi piézométrique a été réalisé entre mars 2023 et mai 2024 (via des centrales de mesure automatiques) permettant de caractériser la situation hydrodynamique lors des campagnes de prélèvements, avec notamment la présence d'une situation de hautes eaux de novembre 2023 à mars 2024 et une période de basses eaux d'août à octobre 2023. Des campagnes piézométriques ont permis la réalisation de cartes piézométriques des basses eaux de septembre 2023 et des hautes eaux hydrologiques mesurées le 23 novembre 2023 (**Carte 3.9**).

Les fluctuations observées du niveau piézométrique montrent un lien étroit avec les variations de débits de l'Ill (temps de réaction apparent d'un jour par rapport au point

III

Allgemeine Informationen

Im untersuchten Abschnitt der Ill bestehen die oberen Schichten des Grundwasserleiters aus von der Ill abgelagerten Sedimenten, die auf Ablagerungen des Rheins und der Vogesenflüsse beruhen. Im Pilotgebiet sind diese Ill-Ablagerungen etwa 20 Meter mächtig, während ihre durch Bohrungen in diesem Gebiet nachgewiesene Gesamthöhe maximal 180 Meter beträgt.

Die Beschaffenheit der Alluvialablagerungen führt zu einer horizontalen und vertikalen Heterogenität der hydraulischen Eigenschaften. Es gibt nur wenige Messungen in diesem Gebiet, aber die vorhandenen Daten (Untergrunddatenbank Wasser des BRGM und BRAR-Datenbank) weisen auf sehr hohe Durchlässigkeiten hin (in der Größenordnung von 10^{-3} bis 10^{-4} m/s bzw. in sehr produktiven Horizonten sogar darüber hinaus).

Die Ill ist der wichtigste elsässische Zufluss des Rheins (**Abbildung 3.11**). Sie entspringt an der französisch-schweizerischen Grenze im Süden des Elsass und mündet, nachdem sie alle aus den Vogesen kommenden Flüsse aufgenommen hat, nördlich von Straßburg in den Rhein. Ihr durch Niederschläge dominiertes Abflussregime ist durch Hochwasser im Winter und Niedrigwasser am Ende des Sommers gekennzeichnet. In Ensisheim fließt die Ill mit der aus den Vogesen kommenden Thur zusammen. Parallel zur Ill fließt im Osten der Canal Vauban, der vom Rhein gespeist wird. Die durchschnittliche tägliche Abflussmenge der Ill in Meyenheim beträgt 15,6 m^3/s.

Im Pilotgebiet befindet sich der Fluss in einer erhöhten Lage und speist das Grundwasser saisonunabhängig. Bis 1997 kam es in der Ill regelmäßig zu sommerlichen Trockenperioden, in denen das Wasser des Flusses bei Niedrigwasser vollständig in die Alluvialböden versickerte. Durch die Einrichtung einer hydraulischen Stützung bei Niedrigwasser (zwischen 2 und 6 m^3/s) durch den Rhein können solche Situationen heute vermieden werden.

Hydrodynamische Charakterisierung

Zwischen März 2023 und Mai 2024 wurden Untersuchungen durchgeführt.

Bei Differenzabflussmessungen wurde zwischen Ensisheim und Niederhergheim eine Versickerung der Ill in das Grundwasser von etwa 0,3 $m^3/s/km$ (8 % des gemessenen Abflusses) bei Hochwasser und von 0,09 $m^3/s/km$ bei Niedrigwasser (26 % des gemessenen Abflusses) festgestellt.

Zwischen März 2023 und Mai 2024 wurde eine piezometrische Überwachung (mittels automatischer Messstationen) durchgeführt, um die hydrodynamische Situation während der Probenahmekampagnen zu charakterisieren, wobei von November 2023 bis März 2024 Hochwasser und von August bis Oktober 2023 Niedrigwasser herrschte. Anhand der piezometrischen Messungen konnten Grundwasser-

BSS004HVYC, situé à 190 mètres de l'Ill). Une zone de recharge préférentielle a pu être observée sous le lit de l'Ill en aval d'Ensisheim, significative d'une recharge importante de la nappe par la rivière.

Une coupe hydrogéologique simplifiée à hauteur de Meyenheim (**Figure 3.12**) a été réalisée et permet de reporter schématiquement un ensemble d'informations géologiques et hydrogéologiques, issues à la fois de la bibliographie (LOGAR, 2012) et des investigations de terrain (cartes piézométriques notamment).

Une modélisation hydrologique des débits entrants et sortants du site pilote a été réalisée à l'aide de modèles globaux (logiciel RAMEAUX-BRGM). Le modèle intègre les quatre sous-bassins versants rejoignant le site pilote. Il s'appuie sur les débits observés aux stations hydrométriques représentatives des exutoires, ainsi que sur les précipitations SAFRAN caractéristiques de chaque sous-bassin. L'intégration du soutien d'étiage de l'Ill via les apports du Rhin en amont du site pilote a été nécessaire pour reproduire correctement les débits, soulignant l'importance de ce phénomène dans la dynamique du secteur. Le modèle reproduit correctement les débits observés aux stations hydrologiques en intégrant des pertes significatives de l'Ill vers la nappe ; celles-ci sont estimées proches de 2 m^3/s sur certains tronçons de l'Ill. Ces valeurs pourraient être sous-estimées suivant les périodes et les secteurs. Bien qu'une incertitude demeure en raison des données manquantes (déviations, prélèvements en rivières…), ces résultats sont cohérents avec les jaugeages différentiels et la carte piézométrique établis dans le cadre d'ERMES-ii-Rhin.

L'ensemble de ces observations confirme l'existence d'une relation hydraulique étroite entre l'Ill et la nappe phréatique tout au long de l'année, qui peut par conséquent se traduire par un lien qualitatif fortement corrélé.

karten des Niedrigwassers vom September 2023 und des am 23. November 2023 gemessenen Hochwassers erstellt werden (**Karte 3.9**).

Die beobachteten Variationen des Grundwasserstandes stehen in engem Zusammenhang mit den Abflussschwankungen der Ill (scheinbare Reaktionszeit von einem Tag im Vergleich zum Messstelle BSS004HVYC, der sich 190 Meter von der Ill entfernt befindet). Unterhalb von Ensisheim konnte unter dem Flussbett der Ill ein bevorzugtes Grundwasserneubildungsgebiet beobachtet werden, was auf eine bedeutende Grundwasserneubildung durch den Fluss hindeutet.

Es wurde ein vereinfachter hydrogeologischer Schnitt von Meyenheim (**Abbildung 3.12**) erstellt, der es ermöglicht, eine Reihe von geologischen und hydrogeologischen Informationen, die sowohl aus der Literatur (LOGAR, 2012) als auch aus Felduntersuchungen (insbesondere Grundwasserkarten) stammen, schematisch darzustellen.

Eine hydrologische Modellierung der Zu- und Abflüsse des Pilotgebietes wurde mithilfe globaler Modelle (Software RAMEAUX-BRGM) durchgeführt. Das Modell umfasst die vier Teileinzugsgebiete, die zum Pilotgebiet gehören. Es stützt sich auf die an repräsentativen Messstellen an den Ausläufen beobachteten Abflussmengen sowie auf die für jedes Teilgebiet charakteristischen SAFRAN-Niederschlagsmengen. Um die Abflussmengen korrekt zu modellieren, musste die Niedrigwasserunterstützung der Ill über die Zuflüsse des Rheins stromaufwärts des Pilotgebiets einbezogen werden, was die Bedeutung dieses Phänomens für die Dynamik des Sektors belegt. Das Modell gibt die an den hydrologischen Stationen beobachteten Abflussmengen korrekt wieder und berücksichtigt dabei die erheblichen Verluste der Ill in das Grundwasser, die in bestimmten Flussabschnitten auf etwa 2 m^3/s geschätzt werden. Möglicherweise sind diese Werte je nach Zeitraum und Bereich unterschätzt. Obwohl aufgrund fehlender Daten (Flussumleitungen, Entnahmen aus Flüssen usw.) eine gewisse Unsicherheit besteht, stimmen diese Ergebnisse mit den im Rahmen von Ermes-ii-Rhein durchgeführten Differenzabflussmessungen und der piezometrischen Karte überein.

Diese Beobachtungen bestätigen insgesamt das Bestehen einer engen hydraulischen Verbindung zwischen der Ill und dem Grundwasser über das ganze Jahr hinweg, was sich folglich in einer starken qualitativen Korrelation niederschlägt.



Figure 3.11 : Photographies de l'Ill à sa confluence avec la Thur à Ensisheim (**A**), à Meyenheim en hiver (**B**) et à Oberentzen (**C**)
(© APRONA)

Abbildung 3.11: Fotos der Ill an ihrem Zusammenfluss mit der Thur in Ensisheim (**A**), in Meyenheim im Winter (**B**) und in Oberentzen (**C**)
(© APRONA)

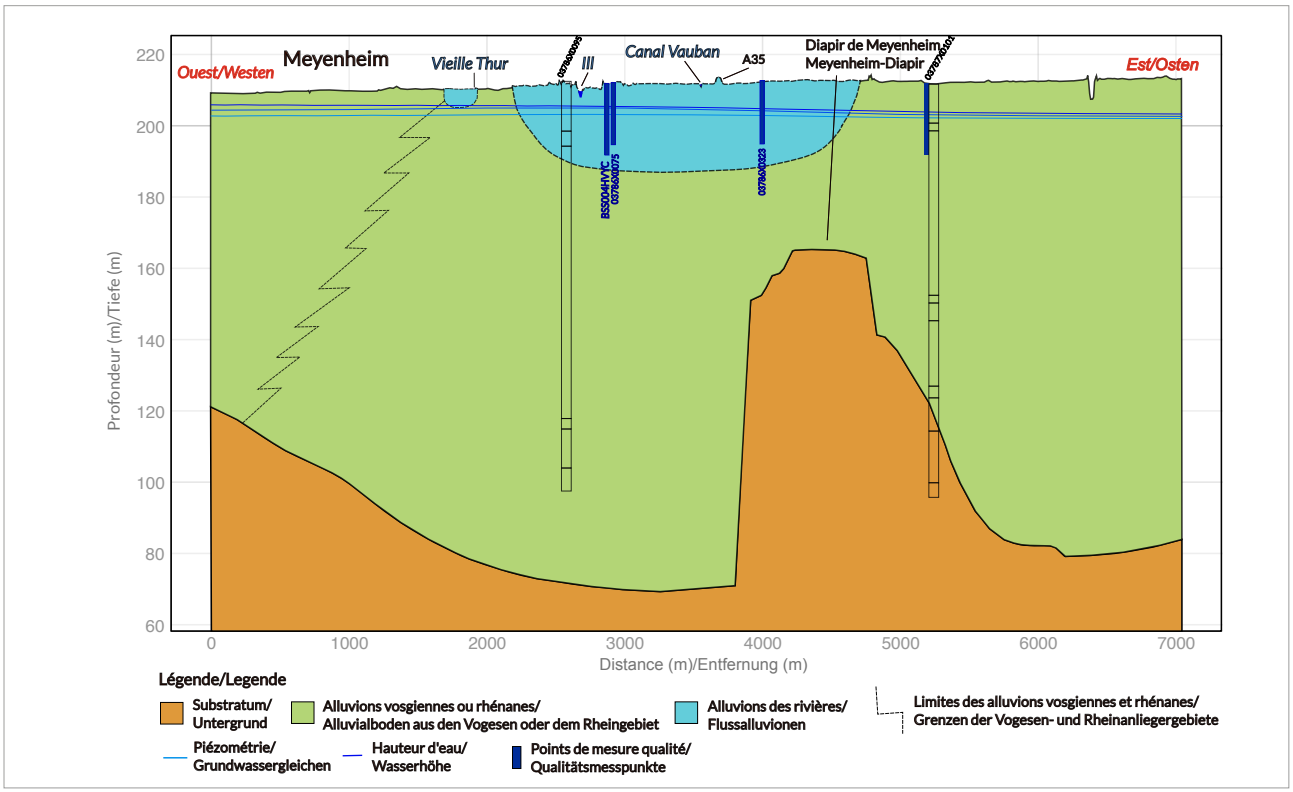


Figure 3.12 : Coupe hydrogéologique simplifiée à hauteur de Meyenheim sur le site pilote de l'Ill
(© APRONA)

Abbildung 3.12: Vereinfachter hydrogeologischer Schnitt auf Höhe von Meyenheim im Pilotgebiet Ill
(© APRONA)

Type de points de mesure qualité/Art der Qualitätsmesspunkte

- ESO/GW
- ESU/OW
- STEU/KLA

Géologie de l'affleurement/Geologie des Aufschlusses

- Colluvions de loess et de loess soliflués/ Löss- und solifluwe-Kolluvium (COE)
- Cailloutis des cônes de déjection/ Schotter aus Schwemmkegeln (FJy)
- Alluvions prédominantes de l'Ill/ Vorherrschende Schwemmböden der Ill (Fy-zI)
- Alluvions vosgiennes de fond de vallée/ Vogesen-Schwemmland am Talgrund (Fy-zV)
- Alluvions rhénanes/Rheinschlamm (FyR)
- Alluvions des basses terrasses des vallées vosgiennes/Alluvialböden der unteren Terrassen der Vogesen-Täler (FyV)
- Alluvions récentes des rivières vosgiennes/ Jüngste Schwemmböden der Vogesenflüsse (Fz3V)
- Limons de débordements récents de l'Ill/ Späne aus den jüngsten Überflutungen der Ill (FzI)

Coupes géologiques/Geologische Schnitte

- Traits de coupe/Schnittmerkmale

Piézométrie/Piezometrie

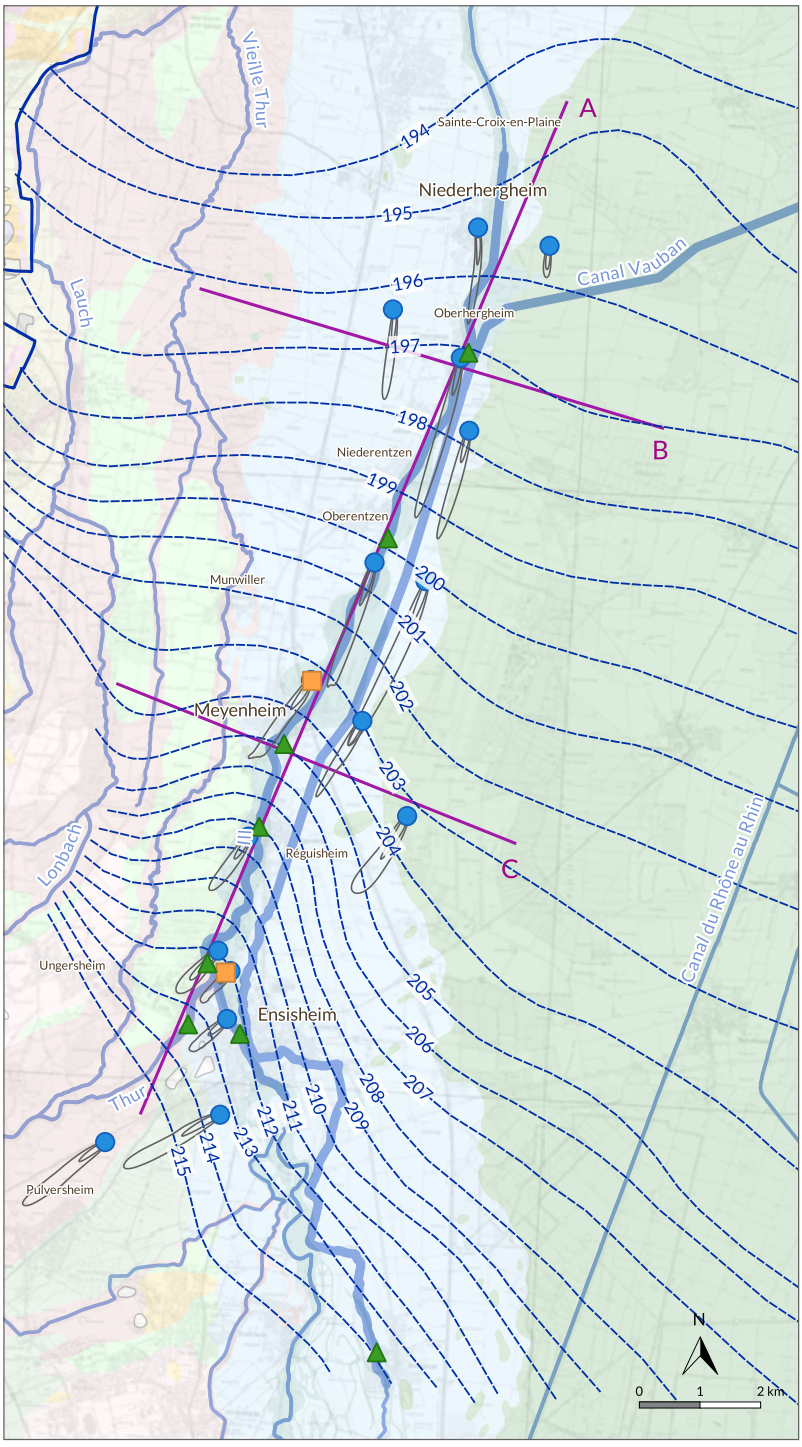
- Isopièzes des hautes eaux/Hochwasser-Isopiez (23/11/2023)

Zones d'apports au point/Einzugsgebiets

- Délimitation ZAP/Abgrenzung des Einzugsgebiets

- Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/ Begrenzung der Schwemmböden im Oberrheintal
- Tronçons fluviaux du site pilote/ Flussabschnitte des Pilotgebiets
- Rivières/Flüsse

Fond de carte/Grundkarte : carte géologique de la France à 1:500000 - BRGM



Carte 3.9 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote de l'Ill
(© APRONA)

Karte 3.9: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Ill
(© APRONA)

Kinzig

Avec ses 93 km de long, la Kinzig (**Figure 3.13**) est le plus grand affluent du Rhin dans le Bade-Wurtemberg. Son bassin versant a une superficie totale de 1 403 km² (**Carte 3.10**). Elle prend sa source à Loßburg (district de Freudenstadt), traverse la Forêt-Noire centrale et la plaine du Rhin supérieur et se jette dans le Rhin à Kehl. La Kinzig traverse le site pilote sur environ 14 km. Elle se situe dans la zone de la station d'épuration intercommunale de la région d'Offenbourg (quartier de Griesheim), au nord-ouest du centre-ville d'Offenbourg.

Sur le plan hydrologique, la Kinzig présente un régime d'écoulement alimenté par les précipitations et la fonte des neiges (régime pluvio-nival). Elle présente une variabilité saisonnière marquée, avec un débit maximal pendant les mois d'hiver et un débit minimal pendant les mois d'été, notamment en août (Bösmeier, 2022). La moyenne annuelle du débit au point de mesure de Schwaibach (à environ 14 km en amont d'Offenbourg) est de 23,5 m³/s, avec un débit d'étiage de 4,48 m³/s. Le débit le plus élevé des deux dernières années était de 245 m³/s. Les fortes précipitations entraînent une augmentation de la vitesse d'écoulement, une mobilisation des sédiments et des polluants, mais aussi une réduction temporaire de la concentration des substances dissoutes par dilution. Dans le même temps, les stations d'épuration, telles que celle d'Offenbourg, peuvent rejeter des micropolluants qui ne sont pas complètement éliminés. Le barrage « Kleine Kinzig » à Alpirsbach contribue au soutien d'étiage en libérant de l'eau de manière ciblée afin d'augmenter le niveau des eaux basses. Les affluents importants dans la zone d'étude sont le Mühlbach à Offenbourg (avec des rejets provenant de la station d'épuration et du lac Griesheimer See), le « Rözgraben West » près de Willstätt ainsi que plusieurs petits ruisseaux latéraux provenant de bassins versants urbains, agricoles et boisés. En aval, près de Kehl, la Schutter se jette dans la Kinzig qui se jette dans le Rhin.

L'aquifère du site pilote appartient géologiquement à la formation de l'Ortenau. Il se compose de graviers et de sables quaternaires à pliocènes, principalement alpins, avec localement de faibles proportions de limons. Il s'agit d'un aquifère poreux constitué de sédiments meubles fluviaux présentant une perméabilité élevée à très élevée (kf = 5 - 10 × 10^{-3} m/s). Son épaisseur varie fortement et peut atteindre 120 m à proximité du Rhin, entre Offenbourg et Strasbourg. L'eau souterraine s'écoule depuis le bord est du fossé en direction nord-nord-ouest. Dans l'aquifère supérieur, elle présente une vitesse d'écoulement moyenne modélisée d'environ 3 m/jour (médiane). La fonction protectrice des couches supérieures est globalement faible à très faible. Le potentiel protecteur de la couverture des eaux souterraines est donc également faible. Le long de la Kinzig, l'infiltration et l'exfiltration alternent par sections, ce qui permet un échange réciproque entre les eaux fluviales et les eaux souterraines (**Carte 3.10**).

Kinzig

Die Kinzig (**Abbildung 3.13**) ist mit 93 km der größte Nebenfluss des Rheins in Baden-Württemberg und besitzt ein Einzugsgebiet mit einer Gesamtfläche von 1.403 km² (**Karte 3.10**). Sie entspringt in Loßburg (Landkreis Freudenstadt), durchfließt den Mittleren Schwarzwald und die Oberrheinebene und mündet bei Kehl in den Rhein. Die Kinzig durchläuft das betrachtete Pilotgebiet auf rund 14 km Länge und liegt im Bereich der Verbandskläranlage im Raum Offenburg (Ortsteil Griesheim), nordwestlich der Kernstadt von Offenburg.

Hydrologisch zeigt die Kinzig ein Abflussregime auf, welches durch Niederschläge dominiert wird und einen zusätzlichen Beitrag aus Schneeschmelze erhält (pluvio-nivales Regime). Es weist eine deutliche saisonale Abflussvariabilität auf, mit einem Maximum im Winterhalbjahr und einem Minimum in den Sommermonaten, insbesondere im August (Bösmeier, 2022). Im Jahresmittel beträgt der Abfluss am Pegelmesspunkt Schwaibach (ca. 14 km flussaufwärts von Offenburg) 23,5 m³/s, bei Niedrigwasser 4,48 m³/s, der höchste Abfluss der letzten zwei Jahre lag bei 245 m³/s. Starkregenereignisse führen zu einer erhöhten Fließgeschwindigkeit, einer Mobilisierung von Sedimenten und Schadstoffe, aber auch einer vorübergehenden Reduzierung der Konzentration gelöster Stoffe durch Verdünnung in der Konzentration. Gleichzeitig können Kläranlagen, wie die KLA Offenburg, Spurenstoffe eintragen, die nur unvollständig eliminiert werden. Zur hydraulischen Stützung in Trockenzeiten trägt die Talsperre „Kleine Kinzig" bei Alpirsbach bei, die gezielt Wasser zur Niedrigwasseraufhöhung abgibt. Wichtige Zuflüsse im Untersuchungsraum sind der Mühlbach in Offenburg (mit Eintrag aus der Kläranlage und dem Griesheimer See), der „Rözgraben West" bei Willstätt sowie mehrere kleinere Seitenbäche aus städtischen, landwirtschaftlichen und bewaldeten Einzugsgebieten. Unterhalb mündet bei Kehl die Schutter in die Kinzig, bevor diese in den Rhein übergeht.

Der Grundwasserleiter im Pilotgebiet gehört geologisch zur Ortenau-Formation und besteht aus quartären bis pliozänen, überwiegend alpinen Kiesen und Sanden mit lokal schwach schluffigen Anteilen. Es handelt sich um einen Porengrundwasserleiter aus fluviatil abgelagerten Lockersedimenten mit sehr hoher bis hoher Durchlässigkeit (kf = 5 - 10 × 10^{-3} m/s). Die Mächtigkeit variiert stark und erreicht in Rheinnähe zwischen Offenburg und Straßburg bis zu 120 m. Das Grundwasser strömt vom östlichen Grabenrand in nordnordwestlicher Richtung. Im oberen Grundwasserleiter weist es eine modellierte mittlere Fließgeschwindigkeit von etwa 3 m/Tag (Median) auf. Die Schutzfunktion der Deckschichten ist insgesamt gering bis sehr gering, das Schutzpotenzial der Grundwasserüberdeckung entsprechend niedrig. Entlang der Kinzig wechseln abschnittsweise Infiltration und Exfiltration, was einen wechselseitigen Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser ermöglicht (**Karte 3.10**).

En raison de cet échange hydraulique, les modifications du régime fluvial, par exemple en raison d'une élévation du niveau des eaux ou de fortes pluies, peuvent avoir un impact immédiat sur l'aquifère. Il en résulte une augmentation du taux d'infiltration des eaux de surface dans la nappe phréatique, ce qui peut entraîner une augmentation potentielle des polluants dans les eaux souterraines. L'exploitation de la nappe phréatique revêt une importance suprarégionale pour l'approvisionnement en eau potable, l'industrie et l'agriculture. En raison de la faible fonction protectrice de la couverture de la nappe phréatique et des zones sujettes aux infiltrations, l'aquifère supérieur doit être considéré comme fragile et particulièrement exposé aux micropolluants apportés par le fleuve.

Toutes les données et informations proviennent du LGRB et de la LUBW.

Dieser hydraulische Wechsel führt dazu, dass Änderungen im Flussregime, etwa durch Niedrigwasseraufhöhung oder Starkregen, zeitnah auf den Grundwasserleiter wirken können. Dies führt zu einer Erhöhung der Infiltrationsrate des Oberflächenwassers in den Grundwasserspeicher, was wiederum zu einem potenziell erhöhten Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser führen kann. Die Nutzung des Grundwassers hat überregionale Bedeutung für die Trinkwasserversorgung, Gewerbe und Landwirtschaft. Aufgrund der geringen Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung und Bereichen in denen Infiltrationen stattfinden, ist der obere Grundwasserleiter gegenüber dem Eintrag von Mikroverunreinigungen über den Fluss als anfällig einzustufen.

Alle Daten und Angaben stammen vom LGRB und der LUBW.



Figure 3.13 : Kinzig au niveau de sa confluence avec le Mühlbach après la STEU d'Offenbourg (à gauche) et au point de mesure d'eau de surface OGew 3 près de Willstätt (à droite)
(© LUBW)



Abbildung 3.13: Kinzig im Pilotgebiet an der Mündung des Mühlbachs in die Kinzig nach der KLA Offenburg (links) und an der Oberflächenmessstelle OGew 3 bei Willstätt (rechts)
(© LUBW)

Bassin versant/Grundwassereinzugsgebiet
Bassin versant de la Kinzig/
Einzugsgebiet Kinzig
Fossé rhénan/Rheingraben
Réseau hydrographique/
Gewässernetz (AWGN)
Niveaux des eaux souterraines
Rhin supérieur MW/
Grundwassergleichen
Oberrhein MW (1986)

Échange eaux souterraines-Kinzig/
Austausch Grundwasser-Kinzig

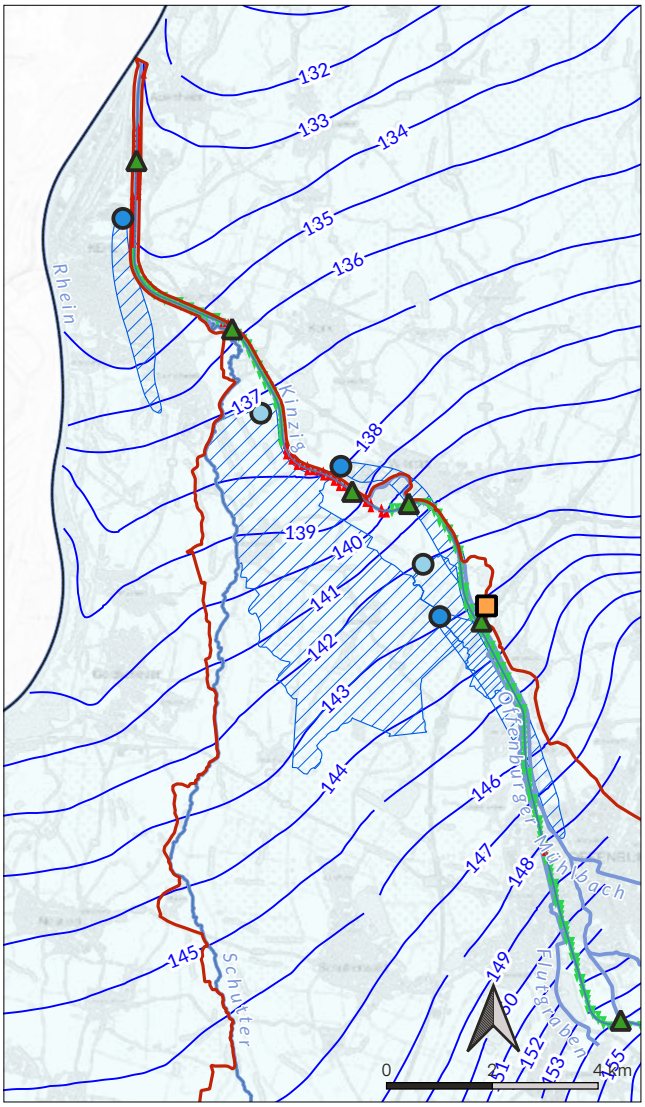
Exfiltration GW/ESO
Infiltration GW/ESO

Point de mesure NTS/NTS-Messstellen

Station d'épuration/Kläranlagenauslauf
Eaux de surface/Oberflächengewässer
Eaux souterraines/Grundwasser
Eaux souterraines dans la zone
d'un forage d'eau potable/
Grundwasser an einer Trinkwasser-
entnahmestelle

Unité hydrogéologique/
Hydrogeologische Einheit

Sables et graviers quaternaires/
pliocènes dans la vallée du
Rhin supérieur (GWL)/
Quartäre/Pliozäne Sande und
Kiese im Oberrheingraben (GWL)



Carte 3.10 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote de la Kinzig

(Système d'information et de planification spatiale (RIPS) de la LUBW ;
Données géographiques officielles © LGL, www.lgl-bw.de, réf. : 2851.9-1/19)
Base de données : Grundwasserdatenbank 2025

Karte 3.10: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Kinzig

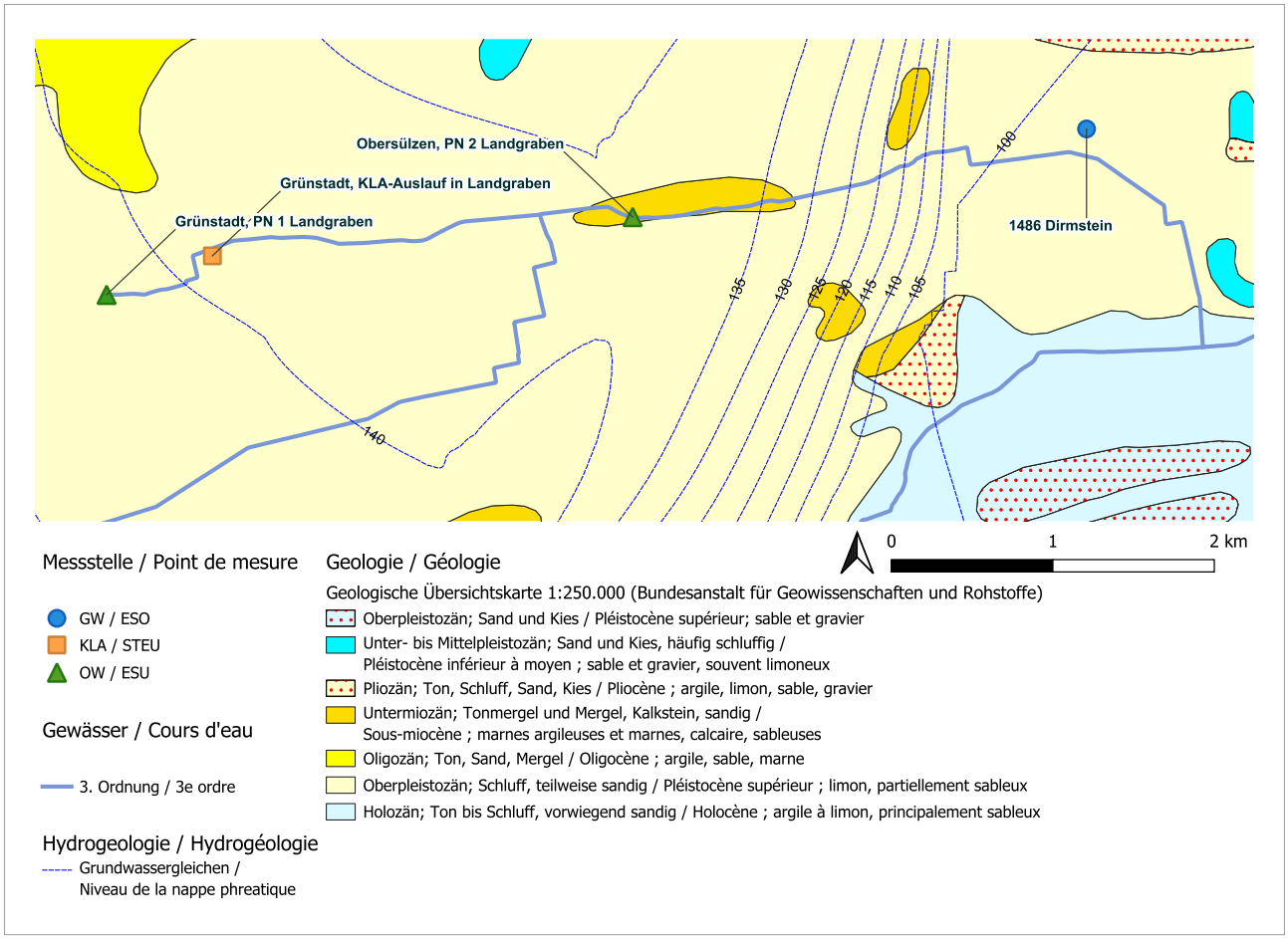
(Räumliches Informations- und Planungssystem (RIPS) der LUBW;
Amtliche Geobasisdaten © LGL, www.lgl-bw.de, Az.: 2851.9-1/19)
Datengrundlage: Grundwasserdatenbank 2025

Landgraben

Le site pilote est situé entre les communes de Grünstadt et Dirmstein, dans le district de Bad Dürkheim, dans le Palatinat antérieur. Il se trouve le long du « Floßbach », un cours d'eau de troisième catégorie, qui porte le nom de « Landgraben » dans sa partie supérieure (**Carte 3.11**). Ce dernier sera utilisé dans la suite du texte. Le Landgraben prend sa source dans la zone urbaine de Grünstadt, dans les calcaires oligocènes à miocènes du bassin de Mayence, à partir de plusieurs sources souterraines qui convergent à la limite est de la zone urbaine de Grünstadt pour former le Langraben. Grünstadt se situe à la limite ouest du fossé rhénan supérieur, constitué de sables et de graviers quaternaires. De là, le Landgraben s'écoule vers l'est à travers une zone industrielle, passe devant la station d'épuration de Grünstadt et continue vers l'est en direction d'Obersülzen et de Dirmstein. Environ 800 m après la station d'épuration de Grünstadt, les eaux usées traitées sont rejetées dans le Landgraben. Après avoir contourné la localité de Dirmstein, le Landgraben se jette dans l'Eckbach, qui se jette finalement dans le Rhin au nord-est de Bobenheim-Roxheim.

Landgraben

Das Pilotgebiet liegt zwischen den Gemeinden Grünstadt und Dirmstein im Landkreis Bad Dürkheim in der Vorderpfalz entlang des Fließgewässers 3. Ordnung „Floßbach", der in seinem Oberlauf den Namen „Landgraben" trägt (**Karte 3.11**). Letzterer wird im Weiteren verwendet. Der Landgraben entspringt im Stadtgebiet von Grünstadt aus den oligozänen bis miozänen Kalken des Mainzer Beckens aus mehreren unterirdisch gefassten Quellen, die am östlichen Rand des Stadtgebiets von Grünstadt zum Landgraben zusammenlaufen. Grünstadt liegt am Westrand des Oberrheingrabens, welcher aus quartären Sanden und Kiesen aufgebaut ist. Von dort aus fließt der Landgraben in Richtung Osten durch ein Industriegebiet, an der Kläranlage Grünstadt vorbei und weiter in östlicher Richtung in Richtung Obersülzen und Dirmstein. Etwa 800 m hinter der Kläranlage Grünstadt wird das geklärte Abwasser in den Landgraben eingeleitet. Hinter der Ortslage von Dirmstein mündet der Landgraben nach einer langgezogenen Rechtskurve in den Eckbach, der schließlich nordöstlich von Bobenheim-Roxheim in den Rhein mündet.



Carte 3.11 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote du Landgraben

(© LfU, www. Lfu.rlp.de)

Karte 3.11: Hydrogeologischer Kontext und Messstellen des Pilotgebiets Landgraben

(© LfU, www. Lfu.rlp.de)

Winkelbach

Le réseau de mesure utilisé pour l'étude du site pilote hessois comprend : la sortie de la station d'épuration de Bensheim, deux points de mesure des eaux de surface en aval du rejet de la station d'épuration ainsi que trois points de mesure des eaux souterraines à proximité immédiate des eaux de surface, deux points de mesure en aval et un en amont du rejet de la station d'épuration (**Carte 3.12**). La **Figure 3.14** donne un aperçu du site pilote. Les six points de mesure au total ont fait l'objet de deux campagnes de mesure (novembre 2023 et janvier 2024).

À l'instar du fossé rhénan supérieur, le site pilote se caractérise par un aquifère poreux recouvert d'une couche imperméable peu épaisse et situé à faible profondeur. Il en résulte une interaction entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Les mesures de débit montrent qu'au niveau du Mühlgraben et du Mittelgraben, entre le rejet de la station d'épuration et le point de mesure des eaux de surface « OF5 », des quantités non négligeables d'eau s'infiltrent dans les eaux souterraines. Même après la confluence du Mühlgraben et du Mittelgraben dans le Winkelbach et le point de mesure des eaux de surface « OF6 », des conditions d'infiltration dans les eaux souterraines ont été constatées. On suppose donc que les micropolluants issus des eaux usées épurées de la station d'épuration s'infiltrent dans la nappe phréatique via les eaux de surface.

Les points de mesure sélectionnés pour le site pilote à Bensheim (ID 13823) et Gernsheim (ID 13032) sont filtrés à faible profondeur (ID 13823 : 8,5 à 10,5 m sous le niveau du sol, ID 13032 : 6 à 11 m sous le niveau du sol). Le troisième point de mesure à Fehlheim (ID 12946) se situe entre les deux autres points de mesure, mais il est nettement plus profond (48 à 54 m sous le niveau du sol).

Winkelbach

Das Messnetz zur Untersuchung des hessischen Pilotgebietes umfasst den Ablauf der Kläranlage Bensheim, zwei Oberflächengewässermessstellen im Abstrom der Kläranlageneinleitung sowie insgesamt drei Grundwassermessstellen in unmittelbarer Nähe zum Oberflächengewässer, zwei stromabwärts und eine stromaufwärts der Kläranlageneinleitung (**Karte 3.12**). Ein Eindruck vom Pilotgebiet kann der **Abbildung 3.14** entnommen werden. Die insgesamt sechs Messstellen wurden jeweils in zwei Kampagnen im November 2023 und im Januar 2024 beprobt.

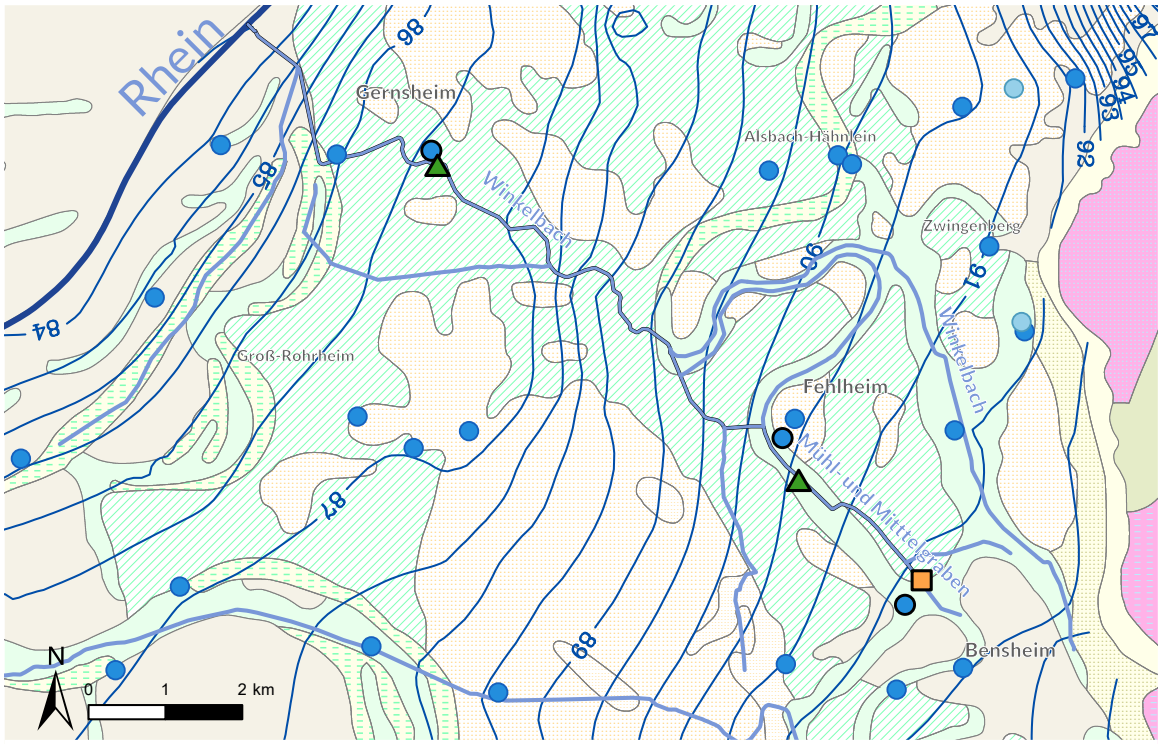
Das Pilotgebiet ist, geprägt durch einen Porengrundwasserleiter mit geringmächtigen Deckschichten und geringem Flurabstand. Dies führt zu einer Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser. Abflussmessungen zeigen, dass am Mühl- und Mittelgraben zwischen der Einleitung der Kläranlage und der ersten stromabwärts untersuchten Oberflächengewässermessstelle („OF5“) nennenswerte Abflussmengen in das Grundwasser infiltrieren. Auch nach der Mündung des Mühl- und Mittelgrabens in den Winkelbach und der zweiten Oberflächengewässermessstelle („OF6“) wurden infiltrierende Bedingungen ins Grundwasser nachgewiesen. Grundsätzlich wird daher von einer Infiltration von Spurenstoffen aus dem gereinigten Abwasser der Kläranlage über das Oberflächengewässer in das Grundwasser ausgegangen.

Die für das Pilotgebiet ausgewählten Grundwassermessstellen in Bensheim (ID 13823) und Gernsheim (ID 13032) sind flach verfiltert (ID 13823: 8,5 – 10,5 m unter Geländeoberkante (GOK), ID 13032: 6 – 11 m unter GOK). Die dritte Grundwassermessstelle in Fehlheim (ID 12946) liegt räumlich zwischen den beiden anderen Grundwassermessstellen, jedoch ist diese Messstelle deutlich tiefer verfiltert (48 – 54 m unter GOK).



Figure 3.14 : À gauche et au centre : Mühlgraben et Mittelgraben : le cours d'eau est imperméabilisé par sections sur toute sa longueur. À droite : Winkelbach après la confluence du Mühlgraben et du Mittelgraben
(© HLNUG)

Abbildung 3.14: Links und Mitte: Mühl- und Mittelgraben: Das Gewässer ist in seinem Verlauf abschnittsweise nach unten abgedichtet. Rechts: Winkelbach nach Einmündung des Mühl- und Mittelgraben
(© HLNUG)



Points de mesure/Messstellen

- ESO/GW NTS
- ESU/OW NTS
- STEU/KLA NTS
- ESO/GW
- ESO-AEP/GW-TW
- ESU/OW
- STEU/KLA

Rivières/Flüsse

- Rhein
- Cours d'eau du projet/Projektgewässer
- Autres cours d'eau | Fossés saisonniers/Weitere Wasserläufe | Saisonale Gräben
- Niveau de la nappe phréatique/Grundwassergleichen (10/2013)

Géologie/Geologie

- Sédiments d'eau stagnante/Altwassersediment
- Sédiments externes/Auensediment
- Sédiments organique holocène/Holozänes organisches Sediment
- Terre fluide/Fließerde
- Argile à haute teneur en eau/Hochflutlehm
- Sable mouvant/Flugsand
- Dunes/Dünen
- Terrasse/Terrasse
- Métasédiments/Metasedimente
- Roches plutoniques de l'Odenwald et du Spessart/Plutonische Gesteine des Odenwaldes und Spessarts
- Roches plutoniques de l'Odenwald et du Spessart/Plutonische Gesteine des Odenwaldes und Spessarts

Données/Daten : Geologische Übersichtskarte 1 : 300 000 (GÜK300) © HLNUG

Carte 3.12 : Contexte hydrogéologique et réseau de mesure du site pilote du Winkelbach
(© HLNUG)

Karte 3.12: Hydrogeologischer und geologischer Kontext des Pilotgebietes Winkelbach
(© HLNUG)



Méthode et mise en œuvre

4.1. Bases méthodologiques communes aux axes 1 et 2 **p. 75**

4.1.1. Méthodes analytiques des analyses ciblées p. 75

4.1.2. Assurance qualité des analyses ciblées p. 75

4.1.3. Représentation des familles de paramètres p. 76

4.1.4. Méthode d'exploitation des résultats p. 77

4.2. Compléments méthodologiques spécifiques à l'axe 1 **p. 82**

4.2.1. Définition du programme de mesure p. 82

4.2.2. Définition du réseau de mesure transfrontalier p. 84

4.2.3. Période de prélèvement des échantillons d'eau et jeu de données utilisé p. 87

4.2.4. Méthodes d'exploitation des résultats p. 88

4.3. Compléments méthodologiques spécifiques à l'axe 2 **p. 90**

4.3.1. Approches et études p. 90

4.3.2. Moyens de mesure p. 91

4.3.3. Étude des interactions nappe/rivière p. 97

4.3.4. Exploitation des résultats p. 97

Methodik und Umsetzung

4.1. Gemeinsame methodische Grundlagen für die Schwerpunkte 1 und 2 **p. 75**

4.1.1. Analytische Methoden für gezielte Analysen p. 75

4.1.2. Qualitätssicherung der gezielten Analysen p. 75

4.1.3. Darstellung der Parametergruppen p. 76

4.1.4. Methode zur Auswertung der Ergebnisse p. 77

4.2. - Spezifische methodische Ergänzungen zu Schwerpunkt 1 **p. 82**

4.2.1. Definition des Messprogramms p. 82

4.2.2. Definition des grenzüberschreitenden Messnetzes p. 84

4.2.3. Zeitraum der Probenahmen und verwendeter Datensatz p. 87

4.2.4. Methoden zur Auswertung der Ergebnisse p. 88

4.3. Spezifische methodische Ergänzungen zu Schwerpunkt 2 **p. 90**

4.3.1. Ansätze und Studien p. 90

4.3.2. Messmethoden p. 91

4.3.3. Untersuchung der Interaktionen zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer p. 97

4.3.4. Auswertung der Ergebnisse p. 97

4 Méthode et mise en œuvre

ERMES-ii-Rhin rassemble près d'une douzaine de partenaires issus de six régions administratives allemandes, françaises et suisses. Chacune de ces régions a elle-même assuré la réalisation des campagnes de mesure sur son propre territoire afin de produire les jeux de données qui ont fait l'objet d'exploitations transfrontalières communes ou d'exploitations spécifiques avec des objectifs communs.

D'une région ou d'un partenaire du projet à l'autre, les approches liées au suivi de la ressource en eau peuvent différer selon des problématiques ou enjeux locaux, mais également en raison des protocoles et des référentiels analytiques utilisés.

Dans ce contexte, des travaux préparatoires ont été nécessaires afin d'harmoniser la mise en œuvre des actions techniques du projet et l'exploitation transfrontalière des données. Ce cadre méthodologique commun permet de garantir la comparabilité des données et la cohérence scientifique des résultats et de leur interprétation.

Le cadre méthodologique varie entre l'axe 1 et l'axe 2, suivant leurs objectifs respectifs visés pour le projet.

Pour l'axe 1, l'objectif a notamment été de disposer d'un jeu de données pertinent et homogène à partir d'une liste commune de substances et d'un réseau de points de mesure transfrontalier cohérent. Les résultats obtenus ont ensuite été traités selon une méthode d'exploitation commune afin de les valoriser à une échelle transfrontalière.

Pour l'axe 2, un cadre méthodologique relativement souple a été imposé pour élaborer des stratégies de mesure cohérentes d'un site pilote à l'autre, tout en laissant la marge nécessaire aux partenaires pour s'adapter aux enjeux scientifiques et spécifiques de leurs zones d'étude.

En revanche, une phase approfondie d'harmonisation a précédé la mise en œuvre de l'analyse non ciblée, approche analytique spécifique et nouvelle.

Les données de chaque site pilote ont été traitées séparément par chaque partenaire tout en respectant un cadre commun pour mettre en forme les résultats.

Ce chapitre 4 décrit les méthodes définies communément ou spécifiquement aux deux axes du projet, ainsi que les approches et outils de mesure déployés, indépendamment du processus d'harmonisation.

Pour l'axe 2, les approches méthodologiques qui auraient pu être développées spécifiquement sur un site pilote ne sont pas présentées ici. Ces éléments sont restitués dans le chapitre 6, qui présente les résultats.

4 Methodik und Umsetzung

ERMES-ii-Rhein vereint ein rundes Dutzend Partner aus sechs Verwaltungsgebieten in Deutschland, Frankreich und der Schweiz. In jedem dieser Teilräume des Projekts wurden Messkampagnen durchgeführt, um Datensätze zu erstellen, die Gegenstand gemeinsamer grenzüberschreitender Auswertungen oder aber spezifischer Auswertungen mit gemeinsamen Zielen waren.

In den verschiedenen Teilgebieten bzw. von den einzelnen Projektpartnern werden entsprechend den lokalen Problematiken und Herausforderungen, aber auch aufgrund der verwendeten Protokolle und Analytiksysteme ggf. unterschiedliche Ansätze bei der Gewässerüberwachung verfolgt.

Deshalb mussten die Umsetzung der technischen Maßnahmen des Projekts und die grenzüberschreitende Nutzung der Daten zunächst harmonisiert werden. Dieser gemeinsame methodische Rahmen ermöglicht einen Vergleich der Daten und die wissenschaftliche Kohärenz der Ergebnisse und ihrer Interpretation.

Der methodische Rahmen von Schwerpunkt 1 und Schwerpunkt 2 des Projekts wurde auf deren jeweiligen Ziele zugeschnitten.

Für Schwerpunkt 1 bestand das Ziel insbesondere darin, einen aussagekräftigen und homogenen Datensatz auf der Grundlage einer gemeinsamen Liste von Stoffen und eines kohärenten grenzüberschreitenden Messstellennetzes zu erstellen. Die Ergebnisse wurden anschließend nach einer gemeinsamen Methode verarbeitet, um sie grenzüberschreitend auszuwerten.

Für Schwerpunkt 2 wurde ein flexiblerer methodischer Rahmen vorgegeben, um kohärente Messstrategien für alle Pilotgebiete zu entwickeln und gleichzeitig den Partnern den notwendigen Spielraum zu lassen, sich an die wissenschaftlichen und spezifischen Herausforderungen ihrer Untersuchungsgebiete anzupassen.

Der Umsetzung der Non-Target-Analysen, eines speziellen und neuen analytischen Ansatzes, ging jedoch eine gründliche Harmonisierungsphase voraus.

Die Daten der einzelnen Pilotgebiete wurden von jedem Partner separat verarbeitet, wobei ein gemeinsamer Rahmen für die Aufbereitung der Ergebnisse eingehalten wurde.

Dieses Kapitel 4 beschreibt die allgemein oder speziell für die beiden Schwerpunkte des Projekts definierten Methoden sowie die unabhängig vom Harmonisierungsprozess eingesetzten Ansätze und Messinstrumente.

Für Schwerpunkt 2 werden methodische Ansätze, die individuell in einem Pilotgebiet angewendet wurden, nicht in diesem Kapitel vorgestellt. Diese Elemente befinden sich in Kapitel 6, in dem auch die Ergebnisse vorgestellt werden.

4.1.

Bases méthodologiques communes aux axes 1 et 2

4.1.1.

Méthodes analytiques des analyses ciblées

Que ce soit pour l'axe 1 ou pour l'axe 2, le choix des méthodes analytiques n'a pas fait l'objet d'une harmonisation : chaque partenaire ayant été responsable de son propre marché d'analyses et de la sélection d'un ou plusieurs laboratoires.

Concernant l'analyse ciblée, les méthodes analytiques les plus couramment utilisées en fonction des familles de paramètres ont été les suivantes :

- **la chromatographie liquide à haute performance (HPLC), couplée à la spectrométrie de masse (MS) :** pour la majorité des pesticides, les PFAS, les substances pharmaceutiques et les adjuvants alimentaires ;
- **la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP)/MS :** pour la majorité des éléments traces métalliques et métalloïdes ;
- **la chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC)/MS :** pour la plupart des composés volatils comme les COHV.

Les hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques sont analysés soit par HPLC/MS, soit par GC/MS, en fonction des partenaires.

Le détail des informations analytiques par paramètre est accessible en consultant directement les partenaires fournisseurs des données.

4.1.2.

Assurance qualité des analyses ciblées

Afin de s'assurer de l'absence d'erreur de mesure, les données acquises au sein de chaque région de la zone d'étude et de chaque site pilote ont été soumises à des processus de validation interne, réalisés par chacun des partenaires.

En cas de résultats d'analyse douteux, ceux-ci ont fait l'objet d'investigations complémentaires entre les partenaires et les laboratoires mandatés.

L'ensemble des données d'analyses et métadonnées produites ont été bancarisées dans une base de données commune gérée par l'APRONA.

Seules les données validées ont été utilisées pour les exploitations et publiées.

Plus d'infos : www.ermes-rhin.eu

4.1.

Gemeinsame methodische Grundlagen für die Schwerpunkte 1 und 2

4.1.1.

Analytische Methoden für gezielte Analysen

Sowohl für Schwerpunkt 1 als auch für Schwerpunkt 2 wurde keine Harmonisierung der analytischen Methoden vorgenommen, da jeder Partner für seine eigenen Analysen und die Beauftragung eines oder mehrerer Labore verantwortlich war.

Bei den gezielten Analysen wurden je nach Parametergruppe die folgenden Analysemethoden am häufigsten verwendet:

- **Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC) in Verbindung mit Massenspektrometrie (MS):** für die meisten Pflanzenschutzmittel, PFAS, Arzneimittel und Lebensmittelzusatzstoffe
- **Induktiv gekoppelte Plasma-Massenspektrometrie (ICP)/MS:** für die meisten Spurenelemente und Metalloide
- **Gaschromatographie in Verbindung mit Massenspektrometrie (GC)/MS:** für die meisten flüchtigen Verbindungen wie LHKW.

Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe wurden von den Partnern entweder mittels HPLC/MS oder GC/MS analysiert.

Die detaillierten analytischen Informationen zu den einzelnen Parametern sind direkt bei den Datenlieferanten erhältlich.

4.1.2.

Qualitätssicherung der gezielten Analysen

Um Messfehler zu erkennen, wurden die für jedes Teilgebiet des Projekts sowie die einzelnen Pilotgebiete erhobenen Daten von jedem Partner einem internen Bestätigungsverfahren unterzogen.

Fragwürdige Analyseergebnisse wurden von den Partnern und den beauftragten Laboren erneut geprüft.

Alle produzierten Analysedaten und Metadaten wurden in einer gemeinsamen Datenbank gespeichert, die von der APRONA verwaltet wird.

Nur bestätigte Daten wurden für die Auswertung verwendet und veröffentlicht.

Mehr: www.ermes-rhin.eu

4.1.3.

Représentation des familles de paramètres

Dans le projet ERMES-ii-Rhin, les paramètres sont regroupés par familles. Une palette de couleur est définie afin de les représenter dans les graphiques, cartes et tableaux de résultats (**Tableau 4.1**).

4.1.3.

Darstellung der Parametergruppen

Im Projekt ERMES-ii-Rhein werden die untersuchten Parameter in Gruppen zusammengefasst. Eine Farbpalette wird definiert, um sie in Grafiken, Karten und Ergebnistabellen darzustellen (**Tabelle 4.1**).

Famille **Gruppen**	**Couleur** **Farbe**
Paramètres physico-chimiques Physikalisch-chemische Parameter	
Pesticides Pflanzenschutzmittel (PSM)	
Substances per- et polyfluoroalkylées Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	
Ultrashort-PFAS (dont TFA/mit TFA)	
Substances pharmaceutiques Pharmazeutische Substanzen	
Adjuvants alimentaires (dont édulcorants) Lebensmittelzusätze (mit Süßstoffen)	
Composés organiques halogénés volatils (COHV) Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW)	
Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP) Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK/PAK)	
Eléments traces métalliques (ETM) et métalloïdes Spurenmetalle und Halbmetalle	
Biocides Biozide	
Plastifiants - détergents Weichmacher - Reinigungsmittel	
Divers Verschiedenes	

Tableau 4.1 : Liste des familles de paramètres étudiées et couleurs associées

Tabelle 4.1: Liste der untersuchten Parametergruppen und zugehörige Farben

4.1.4.

Méthode d'exploitation des résultats

4.1.4.1. Choix des limites de quantification

Limite de quantification : définition

Dans le domaine des analyses chimiques, la limite de quantification (LQ) est la concentration la plus basse mesurable par les instruments de mesure avec une fiabilité satisfaisante. La quantification ou la non-quantification est fournie par le laboratoire d'analyses pour chaque résultat d'analyse. Un résultat de concentration dit « quantifié » possède une valeur numérique déterminée, supérieure ou égale à la LQ.

[**N.B. :** un résultat « non quantifié » n'implique pas que la substance soit absente ; elle peut être présente en traces ou avec une concentration non détectable par les méthodes appliquées.]

Les LQ de chaque paramètre dépendent des méthodes d'analyse et peuvent varier d'un laboratoire à un autre, donc d'un partenaire à un autre. Elles peuvent également varier entre les résultats individuels d'une même campagne d'analyses, selon les conditions analytiques (durée de conservation, technique d'analyse utilisée, etc.).

Si l'harmonisation des LQ, c'est-à-dire l'utilisation de la plus haute d'entre elles pour toutes les analyses d'un(e) même (famille de) paramètre(s), permet notamment de corriger d'éventuels biais entre régions partenaires au sujet des faibles ou très faibles concentrations représentées, elle peut aussi conduire à une perte d'information, notamment pour les micropolluants dont les niveaux de concentrations peuvent être très faibles. Ainsi, la LQ la plus haute peut s'avérer non pertinente au regard des niveaux de concentrations susceptibles d'être rencontrés.

Par conséquent, il a été privilégié l'approche de conserver les LQ spécifiques à chaque analyse.

Cela est valable pour l'axe 1, où les LQ des résultats de plusieurs partenaires peuvent différer pour un(e) même (famille de) paramètre(s), et pour l'axe 2, où les LQ peuvent différer entre les résultats issus des différents types d'eaux analysés (STEU, ESU, ESO) pour un(e) même (famille de) paramètre(s).

Une exception concerne quatre éléments traces métalliques ou métalloïdes (fer, manganèse, arsenic et uranium) dans le cadre de l'axe 1, pouvant être présents naturellement dans les eaux souterraines. Ces quatre paramètres présentent des LQ très variables d'un partenaire à l'autre, mais ces différences sont de l'ordre du bruit de fond géochimique observé dans l'aquifère rhénan. Par ailleurs, ces LQ sont largement inférieures aux valeurs seuils transfrontalières utilisées pour interpréter les résultats (5 à 60 fois).

4.1.4.

Methode zur Auswertung der Ergebnisse

4.1.4.1. Festlegung der Bestimmungsgrenzen

Bestimmungsgrenze: Definition

Im Bereich der chemischen Analysen ist die Bestimmungsgrenze (BG) die niedrigste Konzentration, die mit einer bestimmten Methode mit zufriedenstellender Zuverlässigkeit gemessen werden kann. Die Quantifizierung oder Nichtquantifizierung wird vom Analyselabor für jedes Analyseergebnis angegeben. Ein als „quantifiziert" bezeichnetes Konzentrationsergebnis hat einen bestimmten numerischen Wert, der größer oder gleich der BG ist.

[**Anmerkung:** Ein „nicht quantifiziertes" Ergebnis bedeutet nicht, dass die Substanz nicht vorhanden ist; sie kann in Spuren oder in einer Konzentration vorhanden sein, die mit den angewandten Methoden nicht nachweisbar ist.]

Die BG hängen für jeden Parameter von den Analysemethoden ab und können von Labor zu Labor und somit von Partner zu Partner variieren. Sie können auch zwischen den einzelnen Ergebnissen derselben Analysekampagne variieren, je nach Analysebedingungen (Lagerungsdauer, verwendete Analysetechnik usw.).

Eine Harmonisierung der BG, d. h. die Verwendung der höchsten BG für alle Analysen desselben Parameters (derselben Parametergruppe) dient insbesondere dazu, mögliche Verzerrungen zwischen den Partnerregionen hinsichtlich der niedrigen oder sehr niedrigen Konzentrationen zu korrigieren. Dabei kann es jedoch zum Informationsverlust kommen, vor allem bei Spurenstoffen, da deren Konzentrationen sehr niedrig sein können. Die Verwendung der höchsten BG kann sich daher im Hinblick auf die zu erwartenden Konzentrationen als nicht sinnvoll erweisen. Daher wurde der Ansatz bevorzugt, die spezifischen BG für jede Analyse beizubehalten.

Dies gilt für Schwerpunkt 1, wo die BG der Ergebnisse mehrerer Partner für denselben Parameter (oder dieselbe Parametergruppe) unterschiedlich sein können sowie für Schwerpunkt 2, wo sich die BG zwischen den Ergebnissen der verschiedenen analysierten Probenmatrizes (Kläranlage, Oberflächengewässer, Grundwasser) für denselben Parameter (oder dieselbe Parametergruppe) unterscheiden können.

Eine Ausnahme bilden vier im Rahmen von Schwerpunkt 1 untersuchte Spurenelemente bzw. Metalloide (Eisen, Mangan, Arsen und Uran), die natürlich im Grundwasser vorkommen können. Die BG für diese vier Parameter unterscheiden sich zwischen den Partnern stark, doch liegen diese Unterschiede in der Größenordnung des geochemischen Hintergrunds im Aquifer des Oberrheingrabens. Zum anderen liegen diese BG weit unter den grenzüberschreitenden Schwellenwerten, die zur Interpretation der Ergebnisse herangezogen wurden (5- bis 60-fach).

Pour simplifier les représentations et regroupements des résultats par classe de concentration, une LQ "harmonisée" a donc été définie. Celle-ci correspond à la valeur la plus élevée de l'ensemble des LQ des partenaires pour ce paramètre.

À noter que les quelques résultats individuels avec des LQ très élevées, qui dégraderaient fortement les statistiques, ne sont pas pris en compte dans la détermination de cette LQ harmonisée. Les résultats non quantifiés avec ces LQ supérieures sont considérés comme non quantifiés.

Les LQ spécifiques par partenaire et par paramètre sont précisées dans chaque sous-chapitre dédié de l'axe 1.

4.1.4.2. Sélection des valeurs seuils transfrontalières

Dans le cadre de l'axe 1, des seuils appelés « valeurs seuils transfrontalières » ont été définis par les partenaires, pour chaque paramètre ou famille de paramètres de la liste commune de substances, afin de comparer et d'interpréter les résultats selon une base commune. Ces seuils ont également été utilisés pour interpréter les résultats d'analyse de l'axe 2. Si des paramètres supplémentaires à ceux de l'axe 1 ont été analysés dans le cadre de l'axe 2, alors ces résultats n'ont pas été comparés à des valeurs seuils transfrontalières.

Les limites de qualité pour l'eau potable (ou limites de potabilité) européennes ou nationales de l'un des trois pays partenaires ont été retenues en priorité pour définir les valeurs seuils transfrontalières.

Ce choix s'inscrit en cohérence avec l'objectif transfrontalier de « garantir une eau potable sans traitement complexe préalable pour les générations présentes et futures dans la vallée du Rhin supérieur ».

Les valeurs seuils transfrontalières ont été définies selon la méthode de priorisation suivante :

Limite de qualité pour l'eau potable

1. Prise en compte des **limites de qualité européennes** établies par la Directive (UE) 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
2. En l'absence de limite de qualité européenne et pour les substances présentant au moins une limite de qualité nationale, la valeur seuil transfrontalière retenue est la **limite nationale la plus exigeante.** Pour certaines familles de substances, des limites de qualité pour les eaux brutes ont été utilisées pour graduer les plus fortes concentrations. Ce type de limite de qualité existe en France mais pas en Allemagne ou en Suisse.

Valeurs à orientations sanitaires

3. En l'absence de limite de qualité européenne et nationale, des **valeurs guide d'orientation sanitaire** (comme les valeurs indicatives pour la santé (GOW) et les Leitwert allemandes) ont été retenues. Ce cas concerne principalement les substances pharmaceutiques et certains PFAS.

Daher wurde zur Vereinfachung der Darstellung und Einstufung der Ergebnisse nach Konzentrationsklassen eine „harmonisierte" BG definiert. Sie entspricht dem höchsten Wert aller BG der Partner für diesen Parameter.

Die wenigen Einzelergebnisse mit sehr hohen BG, die die Statistiken stark beeinträchtigen würden, wurden bei der Festlegung dieser harmonisierten BG nicht berücksichtigt. Die mit diesen hohen BG nicht quantifizierten Ergebnisse werden als nicht quantifiziert betrachtet.

Die spezifischen BG pro Partner und Parameter sind in den entsprechenden Unterkapiteln von Schwerpunkt 1 angegeben.

4.1.4.2. Auswahl der grenzüberschreitenden Schwellenwerte

Im Rahmen von Schwerpunkt 1 wurden von den Partnern für jeden Parameter oder jede Parametergruppe der gemeinsamen Stoffliste sogenannte „grenzüberschreitende Schwellenwerte" definiert, um die Ergebnisse auf einer gemeinsamen Grundlage vergleichen und interpretieren zu können. Diese Schwellenwerte wurden auch zur Interpretation der Ergebnisse von Schwerpunkt 2 herangezogen. Die Ergebnisse von Parametern, die im Rahmen von Schwerpunkt 2 zusätzlich zu denen von Schwerpunkt 1 untersucht wurden, wurden nicht mit grenzüberschreitenden Schwellenwerten verglichen.

Zur Festlegung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte wurden vorrangig die europäischen bzw. die nationalen Trinkwassergrenzwerte eines der drei Partnerländer herangezogen.

Diese Entscheidung steht im Einklang mit dem grenzüberschreitenden Ziel, „die Trinkwasserversorgung für heutige und zukünftige Generationen im Oberrheingebiet ohne aufwändige Aufbereitung zu gewährleisten".

Die Festlegung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte erfolgte nach den folgenden Priorisierungskriterien:

Qualitätsgrenzwerte für Trinkwasser

1. Berücksichtigung der **europäischen Grenzwerte** gemäß der Richtlinie EU-2020/2184. Diese legt die Qualitätsstandards für Wasser für den menschlichen Gebrauch fest.
2. Wenn kein europäischer Grenzwert vorliegt, wurde für Stoffe, für die mindestens ein nationaler Trinkwassergrenzwert vorlag, der **strengste nationale Grenzwert** zur Festlegung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes herangezogen. Für bestimmte Stoffgruppen wurden Rohwassergrenzwerte herangezogen, um die höchsten Konzentrationen einzustufen. Diese Art von Qualitätsgrenzwerten gibt es in Frankreich, nicht jedoch in Deutschland oder der Schweiz.

Gesundheitsbasierte Richtwerte

3. Wenn es keine europäischen und nationalen Qualitätsgrenzwerte gibt, wurden **gesundheitsbasierte Richtwerte** (wie die deutschen GOW [Gesundheitlicher Orientierungswert] und LW [Leitwert]) herangezogen. Dies betrifft vor allem pharmazeutische Substanzen und bestimmte PFAS.

Valeurs seuils pour les eaux souterraines

4. En l'absence de limite de qualité pour l'eau potable ou de valeurs à orientations sanitaires, des **valeurs seuils nationales relatives aux eaux souterraines** et émanant des directives 2000/60/CE et 2006/118/CE ont été retenues.

En complément, d'autres valeurs peuvent être utilisées pour affiner les interprétations de résultats : valeurs de recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), valeurs réglementaires ou guides d'autres pays européens, valeurs environnementales et toxicologiques (comme les PNEC (Predicted No Effect Concentration) au niveau européen).

Les valeurs seuils transfrontalières considérées pour les exploitations sont présentées en **Annexe 3**. Les textes consultés pour les définir sont ceux du 1er janvier 2025. Les modifications ou nouveaux textes ultérieurs à cette date n'ont pas été pris en compte dans l'évaluation (mise à jour de la DCE par exemple).

Par ailleurs, un seuil de vigilance ou « seuil d'alerte » a été ajouté pour affiner le diagnostic réalisé. Il permet l'identification des points de mesure qui présentent un risque de dépassement de la valeur seuil transfrontalière. Il est fixé à 80 % de celle-ci (75 % pour les nitrates).

! Avertissement : il convient de rappeler que les valeurs seuils transfrontalières peuvent différer des normes ou seuils utilisés dans chacun des pays partenaires du projet, ce qui peut influencer la lecture et l'interprétation des résultats au niveau national.
En outre, les indications de dépassement des valeurs seuils transfrontalières sur les cartes et les figures de ce rapport ne reflètent pas la qualité de l'eau distribuée au robinet (eau potable).

Schwellenwerte für Grundwasser

4. Wenn es keine Qualitätsgrenzwerte für Trinkwasser oder gesundheitsbasierte Werte gibt, wurden **nationale Grundwasser-Schwellenwerte** und die Werte der Richtlinien 2000/60/EG und 2006/118/EG herangezogen.

Weitere Werte wurden ggf. zur Präzisierung der Ergebnisinterpretation herangezogen: Empfehlungswerte der Weltgesundheitsorganisation (WHO), Grenz- oder Leitwerte anderer europäischer Länder, Umwelt- und Toxizitätswerte (wie der PNEC-Wert (Predicted No Effect Concentration) auf EU-Ebene).

Die für die Auswertungen berücksichtigten grenzüberschreitenden Schwellenwerte sind in **Anhang 3** aufgeführt. Die zur Definition herangezogenen Texte sind diejenigen vom 1. Januar 2025. Änderungen oder neue Texte nach diesem Datum wurden bei der Bewertung nicht berücksichtigt (z. B. Aktualisierung der WRRL).

Zur Präzisierung der Untersuchung wurde zudem ein Vorsorge- oder „Warnwert" definiert, anhand dessen Messstellen identifiziert werden konnten, bei denen das Risiko einer Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes besteht. Er beträgt 80 % des Schwellenwertes (75 % für Nitrat).

! Hinweis: Es sei daran erinnert, dass die grenzüberschreitenden Schwellenwerte von den in den einzelnen Partnerländern des Projekts verwendeten Standards oder Schwellenwerten abweichen können. Dies beeinflusst möglicherweise die Leseart und Interpretation der Ergebnisse auf nationaler Ebene.
Ferner sei darauf hingewiesen, dass die auf den Karten und Abbildungen dieses Berichts angegebenen Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte nicht die Qualität des Leitungswassers (Trinkwassers) beschreiben.

4.1.4.3. Représentation des classes de concentrations

La répartition en classes de concentrations pour les paramètres mesurés est représentée sur des diagrammes et des cartes de résultats.

Les classes de concentrations et leurs couleurs respectives ont été établies suivant les règles définies dans les **Tableaux 4.2 et 4.4**.

Pour chaque famille de paramètres, les intervalles de classes sont définis à partir des LQ et des valeurs seuils transfrontalières, en cohérence avec les intervalles de concentrations mesurées.

Deux types de palettes de couleurs, associées aux classes de concentrations, sont utilisées :

— **une palette pour les paramètres présentant une limite de qualité européenne ou nationale au regard des critères de potabilité** (**Tableau 4.2**) ;

[**N.B. :** les paramètres inorganiques peuvent être présents naturellement à des concentrations relativement faibles. Dans ce cas, la classe « bleu-gris » (résultats non quantifiés) est remplacée par une classe « bleue » (concentrations faibles, correspondant au niveau naturel) et une classe « verte » (concentrations intermédiaires, légèrement supérieures au niveau naturel) (**Tableau 4.3**). Les intervalles de concentrations dites « naturelles » correspondent à des valeurs définies par les experts de ce projet et sont propres aux caractéristiques chimiques de l'aquifère rhénan.]

— **Une palette pour les paramètres ne présentant pas de limite de qualité européenne ou nationale au regard des critères de potabilité (Tableau 4.4).**

Pour les diagrammes en barres horizontales par paramètre, les deux palettes ont été simplifiées en trois couleurs, indiquées dans la deuxième colonne des **Tableaux 4.2 et 4.4**.

4.1.4.3. Darstellung der Konzentrationsklassen

Die Einteilung der untersuchten Parameter in Konzentrationsklassen wird in Diagrammen und Karten dargestellt.

Die Konzentrationsklassen und ihre jeweiligen Farben wurden gemäß den in den **Tabellen 4.2 und 4.4** angegebenen Regeln festgelegt.

Für jede Parametergruppe wurden die Klassenintervalle basierend auf der Bestimmungsgrenze und den grenzüberschreitenden Schwellenwerten sowie in Übereinstimmung mit den gemessenen Konzentrationsintervallen festgelegt.

Für die Konzentrationsklassen wurden zwei verschiedene Farbskalen verwendet:

— **Eine Farbskala für Parameter, die über europäische oder nationale Trinkwassergrenzwerte verfügen** (**Tabelle 4.2**)

[**Anmerkung:** Anorganische Parameter können in relativ geringen Konzentrationen natürlich vorkommen. In diesen Fällen wird die Klasse „blaugrau" (nicht quantifizierte Ergebnisse) durch die Klasse „blau" (schwache, dem natürlichen Hintergrund entsprechende Konzentrationen) ersetzt und eine Klasse „grün" (mittlere, etwas über dem natürlichen Hintergrund liegende Konzentrationen) hinzugefügt (**Tabelle 4.3**). Die sogenannten „natürlichen" Konzentrationsintervalle entsprechen den von den Experten dieses Projekts festgelegten Werten und spiegeln die spezifischen chemischen Eigenschaften des Oberrhein-Aquifers wider.]

— **Eine Farbskala für Parameter, für die es keine europäischen oder nationalen Trinkwassergrenzwerte gibt (Tabelle 4.4).**

Für die Balkendiagramme pro Parameter wurden die beiden Farbskalen auf drei Farben reduziert; sie sind in der zweiten Spalte der **Tabellen 4.2 und 4.4** angegeben.

Couleur cartes Farben der Karten	Couleur diagrammes paramètres Farben der Parameterdiagramme	Classe de concentrations	Konzentrationsklassen
Rouge foncé Dunkelrot	Rouge Rot	Concentration dépassant la valeur seuil transfrontalière pour les eaux brutes, ou cinq fois supérieure à la valeur seuil transfrontalière	Konzentration über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert für Rohwasser oder 5-fach über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert
Rouge Rot		Concentration supérieure à la valeur seuil transfrontalière, et ne dépassant pas la valeur seuil transfrontalière pour les eaux brutes, ou cinq fois la valeur seuil transfrontalière	Konzentration über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert und unterhalb des grenzüberschreitenden. Schwellenwerts für Rohwasser oder dem 5-fachen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts
Orange Orange	Jaune Gelb	Concentration supérieure au seuil d'alerte et inférieure ou égale à la valeur seuil transfrontalière	Konzentration über dem Warnwert und unterhalb oder gleich dem grenzüberschreitenden Schwellenwert
Jaune Gelb		Concentration supérieure ou égale à la LQ et inférieure ou égale au seuil d'alerte	Konzentration größer oder gleich der BG und unterhalb oder gleich dem Warnwert
Bleu-gris Graublau	Bleu-gris Graublau	Concentration inférieure à la LQ (spécifique ou harmonisée)	Konzentration unterhalb der BG (spezifisch oder harmonisiert)

Tableau 4.2 : Définition des classes de concentrations et couleurs associées pour les paramètres et familles présentant une limite de qualité européenne ou nationale au regard des critères de potabilité

Tabelle 4.2: Definition der Konzentrationsklassen und der zugehörigen Farben für Parameter und Gruppen, für die es europäische oder nationale Trinkwassergrenzwerte gibt

Couleur cartes Farben der Karten	Classe de concentrations	Konzentrationsklassen
Vert Grün	Concentrations moyennes, légèrement supérieures au niveau de fond naturel	Mittlere, etwas über dem natürlichen Hintergrund liegende Konzentrationen
Bleu Blau	Concentrations faibles, correspondant au niveau naturel	Schwache, dem natürlichen Hintergrund entsprechende Konzentrationen

Tableau 4.3 : Classes de concentrations et couleurs associées remplaçant la classe « bleu-gris » pour les paramètres présentant une limite de qualité européenne ou nationale au regard des critères de potabilité, et pouvant être présents de manière naturelle

Tabelle 4.3: Konzentrationsklassen und zugehörige Farben, die die Klasse „Blaugrau" für Parameter ersetzen, für die es einen europäischen oder nationalen Trinkwassergrenzwert gibt und die natürlich vorkommen können

Couleur cartes Farben der Karten	Couleur diagrammes paramètres Farben der Parameterdiagramme	Classe de concentrations	Konzentrationsklassen
Violet Dunkellila	Violet Dunkellila	Concentration supérieure à la valeur seuil transfrontalière	Konzentration über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert
Rose foncé Dunkelrosa	Rose Rosa	Classes des concentrations supérieures ou égales à la LQ et inférieures à la valeur seuil transfrontalière si elle existe. Classes utilisées pour graduer les résultats (différent d'un paramètre à l'autre).	Klassen für Konzentrationen, die größer oder gleich der LQ und kleiner als der grenzüberschreitende Schwellenwert sind, sofern vorhanden. Klassen zur Einstufung der Ergebnisse (unterscheiden sich je nach Parameter).
Rose Rosa			
Rose pâle Hellrosa			
Bleu-gris Graublau	Bleu-gris Graublau	Concentration inférieure à la LQ (spécifique ou harmonisée)	Konzentration unterhalb der BG (spezifisch oder harmonisiert)

Tableau 4.4 : Définition des classes de concentrations et couleurs associées pour les paramètres ne présentant pas de limite de qualité européenne ou nationale au regard des critères de potabilité

Tabelle 4.4: Definition der Konzentrationsklassen und der zugehörigen Farben für Parameter, für die es keine europäischen oder nationalen Trinkwassergrenzwerte gibt

4.2.

Compléments méthodologiques spécifiques à l'axe 1

4.2.1.

Définition du programme de mesure

Méthode de sélection des paramètres

Une liste commune de paramètres ou de substances permet d'établir un bilan global et harmonisé de la qualité des eaux souterraines à l'échelle transfrontalière. Cette liste tient compte des spécificités de chaque région en matière de risque de pollution.

Pour permettre une interprétation transfrontalière robuste, une substance est dite « commune » si elle a été analysée sur au moins trois des cinq régions partenaires (les cantons suisses étant regroupés).

La sélection des paramètres communs a fait l'objet d'un travail préparatoire en amont des campagnes d'analyse afin que chaque partenaire puisse les intégrer à son marché d'analyses.

Ce travail de sélection a été conduit en considérant les objectifs du projet (exposés au **chapitre 2**) et en prenant comme base la liste des 172 paramètres communs d'ERMES-Rhin 2016. Lors de ce précédent projet, un important travail de sélection et de priorisation avait été effectué par un groupe d'experts scientifiques pour sélectionner des paramètres émergents (cf. pages 16 et 17 du rapport technique ERMES-Rhin 2016).

Pour cette étude, il a été choisi de procéder à une mise à jour de la liste d'ERMES-Rhin 2016 selon les critères suivants :

- parmi les 172 substances de 2016 :
  - conserver celles considérées comme préoccupantes (fort niveau d'occurrence et/ou concentrations élevées comparées aux valeurs seuils transfrontalières) ;
  - écarter celles présentant peu d'intérêts (peu ou pas quantifiées et/ou retrouvées à de faibles concentrations) ;
- ajouter de nouvelles substances d'intérêt en fonction des avancées réglementaires liées à leurs surveillances dans l'eau (par exemple, nouvelles normes « somme 20 PFAS ») ou leurs (re)mises sur le marché (terbuthylazine), ou encore selon les nouvelles connaissances scientifiques sur des paramètres émergents (par exemple le TFA) ;
- reproposer des substances qualifiées de polluants « historiques » et présentant un enjeu fort pour la nappe rhénane (substances qui n'avaient par exemple pas pu être analysées en 2016, si elles n'étaient pas recherchées par au moins trois régions partenaires).

Pour effectuer cette sélection, plusieurs réunions rassemblant des experts allemands, français et suisses ont à nouveau été organisées. Cette concertation a permis d'établir une liste de 230 paramètres communs candidats.

4.2.

Spezifische methodische Ergänzungen zu Schwerpunkt 1

4.2.1.

Definition des Messprogramms

Methode zur Auswahl der Parameter

Eine Liste gemeinsamer Parameter ermöglicht die grenzüberschreitende harmonisierte Bestandsaufnahme der Gesamtbeschaffenheit des Grundwassers. Diese Liste berücksichtigt die spezifischen Verschmutzungsrisiken in den Teilgebieten des Projekts.

Um eine belastbare grenzüberschreitende Interpretation zu gewährleisten, gilt ein Stoff dann als „gemeinsamer" Parameter, wenn er in mindestens drei der fünf Partnerregionen (die beiden Schweizer Kantone werden zusammengefasst) analysiert wurde.

Die Auswahl der gemeinsamen Parameter war Gegenstand von Vorarbeiten im Vorfeld der Analysekampagnen, sodass jeder Partner sie in seinen Auftrag integrieren konnte.

Die Auswahl erfolgte unter Berücksichtigung der Projektziele (s. **Kapitel 2**) und auf der Grundlage der Liste der 172 gemeinsamen Parameter von ERMES-Rhein 2016. Für die Liste dieses Vorgängerprojekts hatte eine projektinterne Expertengruppe neuartige Spurenstoffe ausgewählt und priorisiert (s. Seiten 16/17 des Technischen Berichts ERMES-Rhein 2016).

Für die vorliegende Untersuchung wurde die Liste von ERMES-Rhein 2016 nach folgenden Kriterien aktualisiert:

- Von den 172 Stoffen aus dem Jahr 2016 wurden
  - diejenigen beibehalten, die als besorgniserregend gelten (hohe Nachweishäufigkeit und/oder hohe Konzentrationen gemessen an den grenzüberschreitenden Schwellenwerten)
  - diejenigen ausgeschlossen, die von geringem Interesse sind (selten oder nicht quantifiziert und/oder in geringen Konzentrationen gemessen)
- Aufnahme neuer Stoffe von Interesse unter Berücksichtigung gesetzlicher Weiterentwicklungen bzgl. ihrer Überwachung in Gewässern (z.B. neuer Trinkwasser-Grenzwert „Summe PFAS-20"), ihrer (erneuten) Markteinführung (Terbuthylazin) oder auch unter Berücksichtigung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse zu neuartigen Spurenstoffen (z.B. TFA)
- Wiederaufnahme von „historischen" Schadstoffen, die für das Grundwasser im Oberrheingraben eine wichtige Rolle spielen, jedoch 2016 nicht untersucht werden konnten (z.B. Substanzen, die 2016 nicht analysiert werden konnten, weil sie nicht von mindestens drei Partnerregionen gemessen wurden).

Auf dieser Grundlage trafen die deutschen, französischen und schweizerischen Experten eine Vorauswahl von 230 gemeinsamen Parametern.

Il est nécessaire de souligner que tous les partenaires n'ont pas effectué de campagnes de mesure spécifiques, certains ayant adapté leurs campagnes de routine dans le cadre de procédures de surveillance nationale ou régionale. Du fait des contraintes afférentes aux marchés d'analyses passés avec les laboratoires, certains paramètres n'ont pas pu être intégrés (coût trop élevé des analyses, performances analytiques non satisfaisantes ou paramètres non analysés par certains laboratoires).

Composition de la liste de paramètres communs

Au total, la liste commune transfrontalière du projet ERMES-ii-Rhin compte 181 paramètres. Elle est disponible en **Annexe 1**.

Parmi eux figurent 144 micropolluants d'origine (majoritairement) anthropique (métaux exclus).

Ces paramètres se regroupent au sein de neuf familles (**Figure 4.1**).

Les familles les plus représentées sont les pesticides et métabolites avec 70 substances, les substances pharmaceutiques (28 substances) et les PFAS (24 substances). Ces trois familles sont également les plus concernées par l'ajout de nouvelles substances dans ce projet, à savoir :

- 9 pesticides : glyphosate, AMPA, métolachlore CGA 368208, chlorothalonil R471811, hydroxy-terbuthylazine, N,N-Dimethyl-N'-phenylsulphamide, nicosulfuron, tritosulfuron, terbutryne ;
- 5 substances pharmaceutiques : ciprofloxacine, valsartan, candésartan, azitromycine, primidone ;
- 7 PFAS : TFA, PFDoDS, PFNS, PFPeS, PFTrDS, PFTrDA, PFUnDS.

De plus, l'AOX (composés organiques halogénés adsorbables) a été ajouté à la famille « divers ».

Ainsi, 22 paramètres non recherchés lors d'ERMES-Rhin 2016 ont été ajoutés et 158 paramètres sont communs aux deux projets.

Es sei darauf hingewiesen, dass nicht alle Partner spezifische Messkampagnen durchgeführt haben, da einige ihre routinemäßigen Kampagnen im Rahmen nationaler oder regionaler Überwachungsprogramme angepasst haben. Aufgrund vertraglicher Einschränkungen mit den beauftragten Laboren konnten bestimmte Parameter nicht berücksichtigt werden (zu hohe Analysekosten, unzureichende Analyseleistung, von manchen Laboren nicht analysierte Parameter).

Zusammensetzung der Liste gemeinsamer Parameter

Die gemeinsame grenzüberschreitende Liste des Projekts ERMES-ii-Rhein umfasst insgesamt 181 Parameter (s. **Anhang 1**).

Darunter befinden sich 144 (überwiegend) anthropogene Spurenstoffe (Metalle ausgenommen).

Diese Parameter lassen sich in neun Gruppen einteilen (**Abbildung 4.1**).

Am häufigsten vertreten sind Pflanzenschutzmittel und Metaboliten (70 Stoffe), pharmazeutische Substanzen (28 Stoffe) und PFAS (24 Stoffe). Diesen Stoffgruppen gehören auch die meisten neuen Stoffe an, die in die Liste aufgenommen wurden. Dazu gehören:

- 9 PSM: Glyphosat, AMPA, Metolachlor CGA 368208, Chlorothalonil R471811, Terbuthylazin-2-hydroxy, N,N-Dimethyl-N'-phenylsulphamid (DMSA), Nicosulfuron, Tritosulfuron, Terbutryn
- 5 pharmazeutische Substanzen: Ciprofloxacin, Valsartan, Candesartan, Azithromycin, Primidon
- 7 PFAS: TFA, PFDoDS, PFNS, PFPeS, PFTrDS, PFTrDA, PFUnDS.

Außerdem wurde AOX (adsorbierbare halogenierte organische Verbindungen) in die Gruppe „Verschiedenes" aufgenommen.

Insgesamt kamen 22 Parameter, die bei ERMES-Rhein 2016 nicht untersucht wurden, hinzu, 158 Parameter sind beiden Projekten gemeinsam.

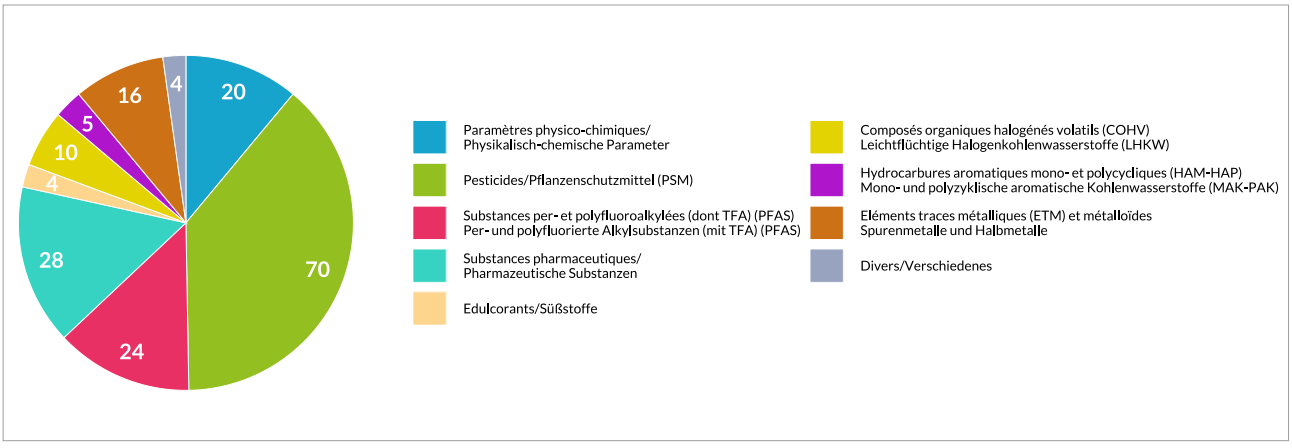


Figure 4.1 : Familles et nombre de paramètres recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin

Abbildung 4.1: Stoffgruppen und Anzahl der im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten Parameter

4.2.2.

Définition du réseau de mesure transfrontalier

Densité, répartition spatiale et points de mesure historiques

Le réseau de points de mesure (points de prélèvement) transfrontalier du projet permet de mettre en évidence les apports diffus de contaminants et d'établir une photographie globale de la qualité de la nappe du Rhin supérieur.

Le réseau de mesure transfrontalier retenu, présenté en **Carte 4.1**, est constitué de 1 497 points. Parmi eux, 1 261 soit plus de 84 % des points, sont communs à l'inventaire de 2016, ce qui constitue une base fiable pour établir des comparaisons et pour l'interprétation des évolutions (**Tableau 4.5**).

Chaque partenaire a procédé à la sélection des points de mesure sur son territoire afin d'obtenir un maillage homogène tout en s'adaptant aux spécificités locales (contexte hydrogéologique, types de pressions, phénomènes de transfert de contaminants rencontrés).

La densité du réseau transfrontalier de mesure ainsi défini est suffisamment élevée par rapport à la superficie de la zone étudiée et s'élève (à l'exception du réseau de mesure des cantons suisses qui couvre une zone très limitée) à environ 1 station de mesure pour 6 km² en moyenne (**Tableau 4.5**).

En fonction des paramètres analysés, le nombre de points de mesure varie : certains ont été recherchés sur l'intégralité des points tandis que d'autres l'ont été sur un nombre de points restreint. Le choix du nombre de points de mesure renvoie à des critères scientifiques et/ou financiers (coût d'analyse élevé de certains paramètres). Le nombre de points de mesure associé à chaque paramètre est indiqué en **Annexe 1**.

Tout comme lors des précédents inventaires (2003, 2009 et 2016), la majorité des points de mesure prélevés captent les couches superficielles de la nappe du Rhin supérieur (soit entre 0 et 50 m de profondeur).

4.2.2.

Definition des grenzüberschreitenden Messnetzes

Dichte, räumliche Verteilung und konsistente Messstellen

Das grenzüberschreitende Messnetz (Netz der Probenahmestellen) des Projekts ermöglicht es, diffuse Schadstoffeinträge zu ermitteln und ein Gesamtbild der Grundwasserqualität am Oberrhein zu erstellen.

Das ausgewählte grenzüberschreitende Messnetz (**s. Karte 4.1**) umfasst 1.497 Grundwassermessstellen. 1.261 dieser Messstellen, also über 84 %, waren auch in der Bestandsaufnahme des Projekts ERMES-2016 enthalten, was eine zuverlässige Grundlage für Vergleiche und die Interpretation von Entwicklungen darstellt (**Tabelle 4.5**).

Die von den Partnern in ihren Gebieten ausgewählten Messstellen bilden ein flächendeckendes Messnetz, das lokale Besonderheiten (hydrogeologischer Kontext, Art der Belastungen, Art des Schadstoffeintrags) berücksichtigt.

Die Dichte des so definierten grenzüberschreitenden Messnetzes ist gemessen an der Fläche des Untersuchungsgebietes ausreichend hoch und liegt, mit Ausnahme des Messnetzes der Schweizer Kantone, das ein sehr begrenztes Gebiet abdeckt, in den Gebieten aller Partner bei etwa 1 Messstelle/6 km² (**Tabelle 4.5**).

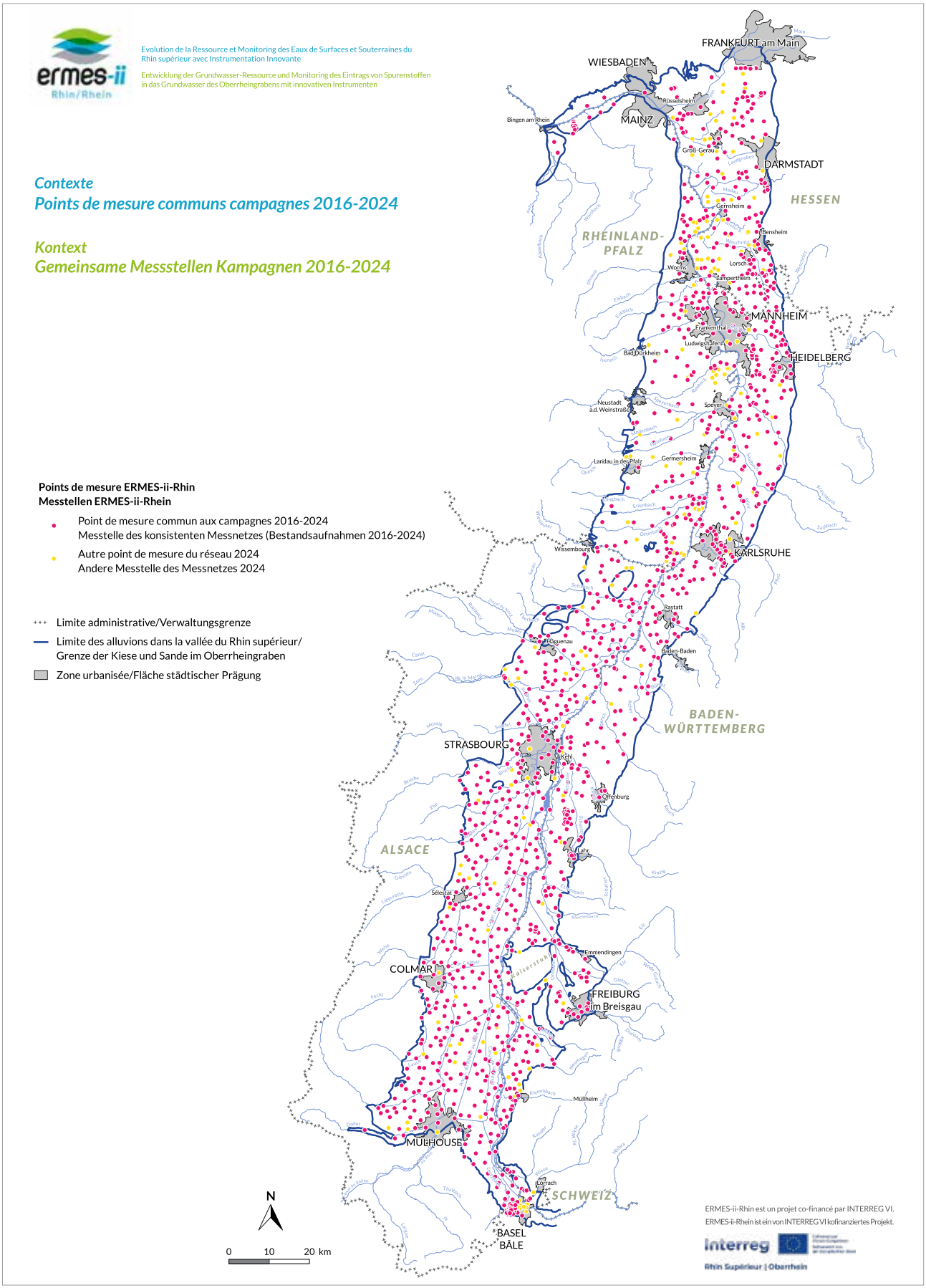
Die Anzahl der untersuchten Messstellen variiert je nach analysiertem Parameter: Einige Parameter wurden an allen Messstellen untersucht, andere nur an einer begrenzten Anzahl von Messstellen. Die Anzahl der Messstellen hängt von wissenschaftlichen und/oder finanziellen Kriterien ab (hohe Analysekosten für bestimmte Parameter). Die Anzahl der Messstellen für die einzelnen Parameter ist in **Anhang 1** angegeben.

Wie bei den vorherigen Bestandsaufnahmen (2003, 2009 und 2016) wird an den meisten Messstellen oberflächennahes Grundwasser entnommen (d. h. zwischen 0 und 50 m Tiefe).

Partenaire **Partner**	**Superficie (km²)** **Fläche (km²)**	**Nb points de mesure** **Anz. der Messstellen**	**Km² par point** **Km² pro Punkt**	**Nb points communs 2016-2024** **Anz. gem. Messstellen 2016-2024**	**% points communs 2016-2024** **% gem. Messstellen 2016-2024**
AL	3241	524	6,18	485	92,6 %
BW	2849	454	6,28	420	92,5 %
HE	1327	211	6,09	163	77,3 %
RP	1771	272	6,51	165	60,7 %
BS	27	19	1,42	11	57,9 %
BL	22	17	1,29	17	100,0 %
Toute la zone Insgesamt	9237	1497	6,17	1261	84,2 %

Tableau 4.5 : Nombre et densité de points de mesure par région partenaire et comparaison avec le projet ERMES-Rhin 2016

Tabelle 4.5: Anzahl und Dichte der Messstellen pro Partnerregion und Vergleich mit dem Projekt ERMES-Rhein 2016



Carte 4.1 : Réseau transfrontalier des points de mesure du projet ERMES-ii-Rhin, avec identification des points communs à la campagne ERMES 2016

Karte 4.1: Grenzüberschreitendes Messnetz des Projekts ERMES-ii-Rhein mit Kennzeichnung der konsistenten Messstellen aus der Kampagne ERMES 2016

Typologie des usages des points de mesure

Le réseau de mesure transfrontalier est en majeure partie (51,7 %) constitué d'ouvrages d'accès à la nappe phréatique utilisés exclusivement pour des procédures nationales, régionales ou locales de surveillance de la ressource (**Figure 4.2**).

Cette part est prépondérante pour les régions partenaires allemandes et suisses, et pour certaines la totalité du réseau de mesure est vouée à cet usage unique.

À l'inverse, en Alsace et dans une moindre mesure au Bade-Wurtemberg, la diversité des classes d'usage est plus variée et intègre davantage d'ouvrages (puits ou forages) utilisés pour l'irrigation, la production d'eau potable, la défense contre les incendies, etc.

Outre les points de mesure utilisés pour la surveillance de la ressource, les autres types d'ouvrages les plus représentés à l'échelle de la zone d'étude sont les forages de production d'eau potable (20,4 %) et d'irrigation agricole (10,8 %).

Tous les points de mesure utilisés ont été sélectionnés à partir de l'existant et aucun ouvrage d'accès à la nappe n'a été créé spécifiquement pour le projet.

Typologie der Nutzung der Messstellen

Das grenzüberschreitende Messnetz besteht zum größten Teil (51,7 %) aus Grundwassermessstellen, die ausschließlich für nationale, regionale oder lokale Grundwasserüberwachungsmaßnahmen genutzt werden (**Abbildung 4.2**).

Dieser Anteil ist in den Gebieten der deutschen und schweizerischen Partner besonders hoch, in einigen Fällen dient das gesamte Messnetz ausschließlich dieser Nutzung.

Im Elsass dagegen und in geringerem Maße auch in Baden-Württemberg werden manche Anlagen (Brunnen oder Bohrungen) auch für Bewässerung, Trinkwassergewinnung, Brandschutz usw. genutzt.

Die neben Messstellen zur Grundwasserüberwachung im Untersuchungsgebiet am häufigsten vertretenen Anlagen sind Bohrungen zur Trinkwassergewinnung (20,4 %) und zur landwirtschaftlichen Bewässerung (10,8 %).

Alle verwendeten Messstellen wurden aus den bestehenden Messnetzen ausgewählt, es wurden keine Anlagen speziell für das Projekt eingerichtet.

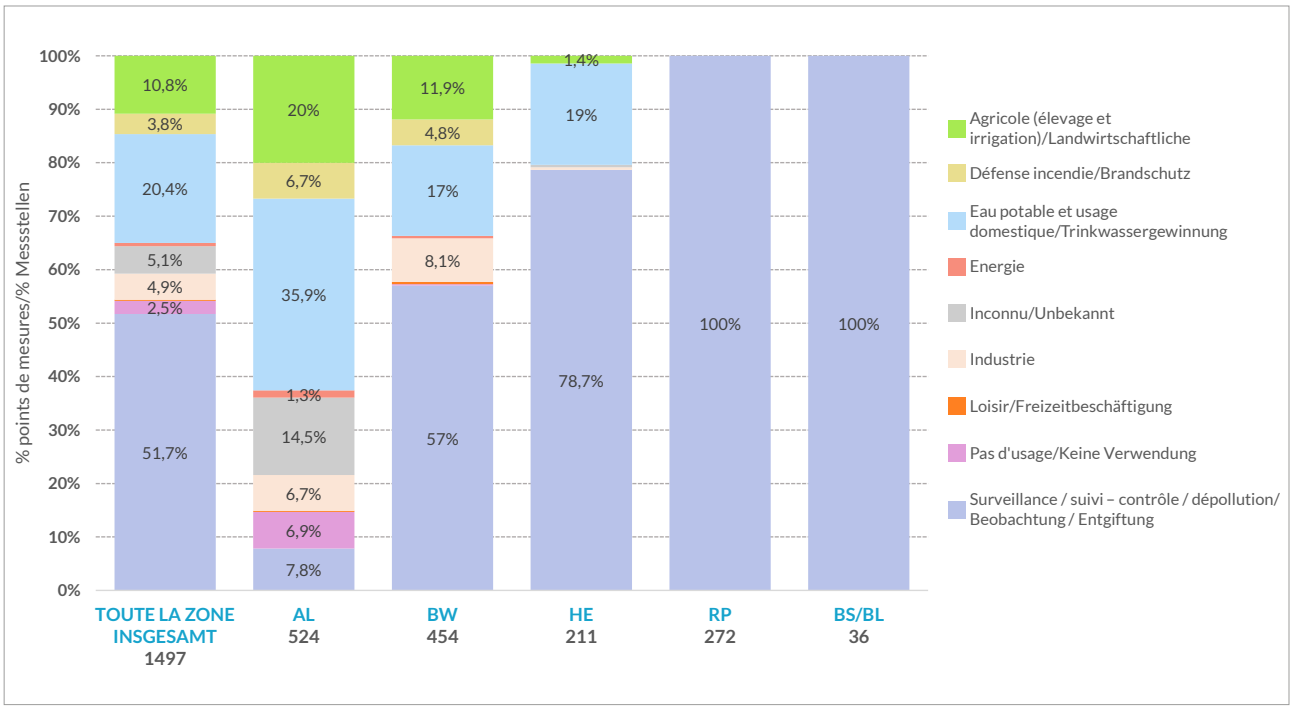


Figure 4.2 : Répartition des usages des ouvrages par région partenaire

Abbildung 4.2: Nutzung der Messstellen nach Partnerregion

4.2.3.

Période de prélèvement des échantillons d'eau et jeu de données utilisé

Les données transfrontalières utilisées pour l'axe 1 du projet proviennent de prélèvements réalisés entre janvier 2022 et décembre 2024 (la majorité (75,8 %) entre septembre et décembre 2023).

L'Alsace, le Bade-Wurtemberg et Bâle-Ville ont réalisé leurs campagnes de prélèvements en 2023.

Pour Bâle-Campagne, les analyses ont été réalisées sur des échantillons prélevés en 2024.

Pour la Hesse et la Rhénanie-Palatinat, les données d'analyses proviennent de plusieurs campagnes de prélèvements réalisées en fonction des paramètres entre 2022 et 2024.

Si plusieurs données sont disponibles pour un même paramètre et point de mesure, l'analyse la plus récente est prise en compte dans l'évaluation.

Les périodes de prélèvements par paramètre sont indiquées, pour chaque partenaire, en **Annexe 1**.

Au total, le jeu de données transfrontalier utilisé pour l'état des lieux de l'axe 1 comporte 178 000 résultats d'analyses. Ces données ont été vérifiées, harmonisées puis bancarisées par l'APRONA dans une base de données commune.

4.2.3.

Zeitraum der Probenahmen und verwendeter Datensatz

Die grenzüberschreitenden Daten für Schwerpunkt 1 stammen aus Proben, die zwischen Januar 2022 und Dezember 2024 entnommen wurden (der Großteil [75,8 %] zwischen September und Dezember 2023).

Das Elsass, Baden-Württemberg und Basel-Stadt haben ihre Probenahmekampagnen im Jahr 2023 durchgeführt.

Für Basel-Landschaft wurden 2024 entnommene Proben analysiert.

Für Hessen und Rheinland-Pfalz stammen die Analysedaten aus mehreren Probenahmekampagnen, die parameterabhängig zwischen 2022 und 2024 durchgeführt wurden.

Bei mehreren Daten je Parameter und Messstelle fließt die jeweils aktuellste Analyse in die Auswertung ein.

Die Probenahmezeiträume pro Parameter jedes Partners sind in **Anhang 1** angegeben.

Insgesamt umfasst der grenzüberschreitende Datensatz der Untersuchungen unter Schwerpunkt 1 178.000 Analyseergebnisse. Diese Daten wurden von der APRONA überprüft, harmonisiert und anschließend in einer gemeinsamen Datenbank gespeichert.

4.2.4.

Méthodes d'exploitation des résultats

Indications générales

La présentation des résultats de l'axe 1 est organisée par paramètre ou par famille de paramètres.

Toutes les substances de la liste commune transfrontalière n'ont pas fait l'objet d'exploitation particulière, cependant l'ensemble des données d'analyse et des statistiques élémentaires (fréquence de quantification et fréquence de dépassement des valeurs seuils transfrontalières notamment) sont présentées en **Annexe 2**.

Dans le **chapitre 5**, qui restitue les résultats de l'axe 1, les exploitations se concentrent sur les micropolluants. Néanmoins, les résultats de certains macropolluants à enjeux, comme les paramètres azotés, sont également présentés.

Dans chacun des sous-chapitres, des compléments sont apportés sur le choix des valeurs seuils transfrontalières spécifiques à ces paramètres ou groupes de paramètres, définis selon la méthodologie présentée au **paragraphe 4.1.4.2**.

Calcul des indicateurs statistiques

Les indicateurs statistiques utilisés dans le projet sont établis comme suit :

- **moyenne arithmétique :** concentration moyenne calculée sur l'ensemble des analyses d'une substance donnée. Pour les analyses non quantifiées, la valeur LQ/2 est utilisée (recommandation de la DCE) ;
- **médiane :** concentration médiane calculée sur l'ensemble des analyses d'une substance donnée. Elle est pertinente uniquement si au moins 50 % des résultats sont quantifiés ;
- **maximum :** concentration maximale mesurée sur l'ensemble des analyses quantifiées d'une substance donnée ;
- **percentile 90 ou 95 :** valeur de la concentration telle que respectivement 90 % ou 95 % des valeurs analysées sont en dessous, et 10 % ou 5 % sont au-dessus. Il est pertinent uniquement si la valeur obtenue correspond à un résultat quantifié.

L'usage de ces indicateurs statistiques n'est pas pertinent pour tous les paramètres, notamment ceux dont la majeure partie des concentrations sont inférieures à la LQ.

4.2.4.

Methoden zur Auswertung der Ergebnisse

Allgemeine Hinweise

Die Darstellung der Ergebnisse von Schwerpunkt 1 erfolgt nach Parametern oder Parametergruppen.

Nicht alle Stoffe der gemeinsamen grenzüberschreitenden Liste wurden gesondert ausgewertet, aber sämtliche Analysedaten und grundlegenden Statistiken (insbesondere die Bestimmungshäufigkeit und die Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte) sind in **Anhang 2** aufgeführt.

Kapitel 5, das den Ergebnissen von Schwerpunkt 1 gewidmet ist, betrifft vor allem Spurenstoffe. Der Vollständigkeit halber werden aber auch die Ergebnisse für bestimmte relevante Makroverunreinigungen, wie z.B. Stickstoffverbindungen, aufgeführt.

In jedem Unterkapitel wird auch die Auswahl der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für diese Parameter oder Parametergruppen näher erläutert, die gemäß der in **Abschnitt 4.1.4.2.** vorgestellten Methodik erfolgte.

Berechnung der statistischen Indikatoren

Die im Projekt verwendeten statistischen Indikatoren wurden wie folgt ermittelt:

- **Arithmetisches Mittel:** durchschnittliche Konzentration, berechnet aus allen Analysen einer bestimmten Substanz. Für nicht quantifizierte Analysen wird die halbe BG verwendet (Empfehlung der WRRL).
- **Median:** Mediankonzentration, berechnet aus allen Analysen einer bestimmten Substanz. Sie ist nur relevant, wenn mindestens 50 % der Ergebnisse quantifiziert sind.
- **Maximum:** maximale Konzentration aller quantifizierten Analysen einer bestimmten Substanz.
- **Perzentil 90 oder 95:** Konzentrationswert, den 90 % bzw. 95 % der analysierten Werte unterschreiten und 10 % bzw. 5 % überschreiten. Er ist nur relevant, wenn der erhaltene Wert einem quantifizierten Ergebnis entspricht.

Die Verwendung dieser statistischen Indikatoren ist nicht für alle Parameter relevant, insbesondere nicht für solche, bei denen der Großteil der Konzentrationen unter der BG liegt.

Guide de lecture des graphiques du rapport

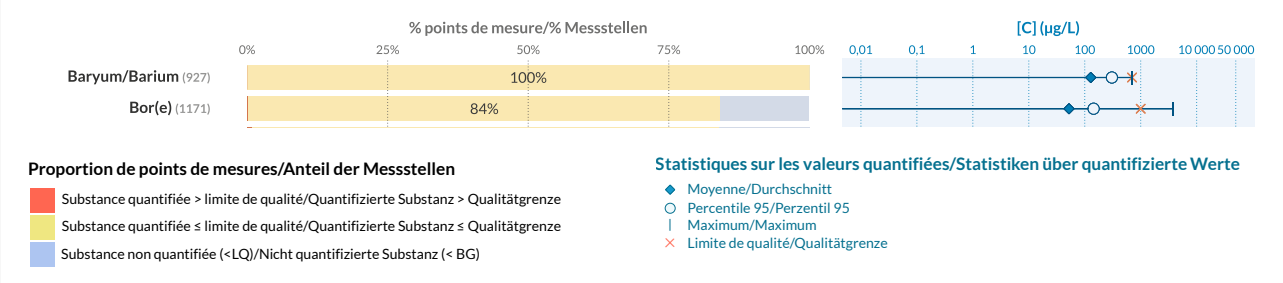
Graphiques de caractérisation de la présence des substances recherchées (fréquences de quantification et de dépassement, et indicateurs statistiques)

Exemple : Figure 5.40 avec les éléments traces métalliques et métalloïdes

Erläuterung der Grafiken

Grafiken zur Charakterisierung des Vorkommens der untersuchten Stoffe (Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeiten sowie statistische Indikatoren)

Beispiel: Abbildung 5.40 mit Spurenelementen aus Metallen und Metalloiden



Les paramètres sont classés du plus quantifié sur l'ensemble de la zone d'étude au moins quantifié.

Cette figure se divise en deux graphiques :

- à gauche : fréquence de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière du/des paramètres ;
- à droite : indicateurs statistiques des distributions des concentrations (en µg/L).

Ici, le bore est le deuxième élément trace le plus quantifié. Il possède une limite de potabilité et a été analysé sur 1 171 points. Il a été quantifié sur 84 % des points. La valeur seuil est de 1 000 µg/L et est dépassée sur moins de 1 % (0,2 %) des points. La moyenne des résultats est de 52,3 µg/L, le percentile 95 est de 144 µg/L et la valeur maximale est à 3 740 µg/L.

Die Parameter sind vom am häufigsten im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesenen bis zum am seltensten nachgewiesenen Parameter geordnet.

Diese Grafik besteht aus zwei Teilen:

- links: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts des Parameters/der Parameter
- rechts: statistische Indikatoren der Konzentrationsverteilung (in µg/L).

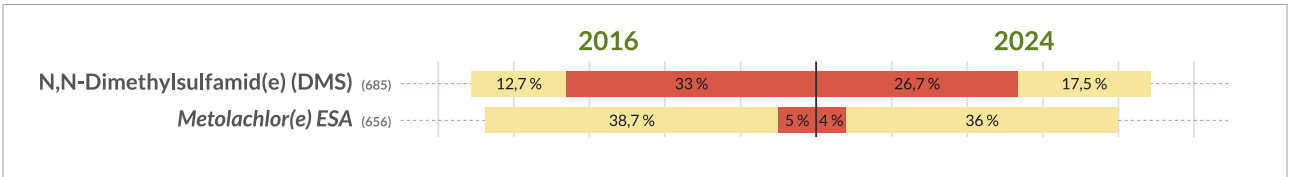
Bor ist das am zweithäufigsten gemessene Spurenelement. Es unterliegt einer Trinkwassergrenze und wurde an 1.171 Messstellen analysiert. An 84,2 % der Messstellen wurde es gemessen. Der Schwellenwert liegt bei 1.000 µg/L und wurde an weniger als 1 % (0,2 %) der Messstellen überschritten. Der Mittelwert der Ergebnisse liegt bei 52,3 µg/L, das 95. Perzentil bei 144 µg/L und der Höchstwert bei 3.740 µg/L.

Graphique en barres horizontales de comparaison des fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils par paramètre

Exemple : Figure 5.14 avec les pesticides

Balkendiagramm zum Vergleich der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitung der Schwellenwerte pro Parameter

Beispiel: Abbildung 5.14 mit PSM



Ici, le N,N-dyméthylsulfamide est le paramètre commun aux projets ERMES-Rhin 2016 et ERMES-ii-Rhin le plus quantifié en 2024. Parmi les points de mesure communs aux deux campagnes pour cette substance, il a été quantifié sur 45,7 % des points en 2016, et 33 % des points ont dépassé la valeur seuil transfrontalière d'ERMES-ii-Rhin. En 2024, il a été quantifié sur 44,2 % des points communs, avec 26,7 % des points dépassant la valeur seuil.

N,N-Dimethylsulfamid ist der gemeinsame Parameter der Projekte ERMES-Rhein 2016 und ERMES-ii-Rhein, der 2024 am häufigsten quantifiziert wurde. 2016 wurde er an 45,7 % der konsistenten Messstellen für diesen Stoff nachgewiesen, 33 % der Messstellen überschritten den grenzüberschreitenden Schwellenwert von ERMES-ii-Rhein. 2024 wurde er an 44,2 % der konsistenten Messstellen nachgewiesen, wobei 26,7 % der Messstellen den Schwellenwert überschritten.

4.3.

Compléments méthodologiques spécifiques à l'axe 2

4.3.1.

Approches et études

Le travail mené dans le cadre de l'axe 2 s'appuie sur une approche méthodologique répliquée sur chacun des six sites pilotes désignés pour le projet. Ce cadre méthodologique se veut néanmoins à géométrie variable afin de pouvoir s'adapter aux spécificités des sites pilotes sélectionnés (niveaux et besoins de connaissances, contexte hydrogéologique, type de contaminants suivis, etc.).

La caractérisation du transfert des micropolluants des stations de traitement des eaux usées (STEU) vers les eaux superficielles (ESU) et les eaux souterraines (ESO) a reposé sur leur suivi dans chaque compartiment à partir d'un cortège d'outils analytiques innovants, comme les analyses non ciblées (volet 1). Dans certains cas, cela a également été fait sur la base d'une étude des interactions nappe/rivière (volet 2).

Dans un troisième temps (volet 3), les données issues du volet 1 ont été exploitées afin d'évaluer le transfert des micropolluants entre compartiments en considérant les connaissances existantes ou acquises sur les échanges nappe/rivière (volet 2). Les exploitations ont été conduites en perspective des questions préalablement formulées, afin de guider les interprétations et de répondre aux objectifs de l'axe 2. Ces questions figurent **partie 2.3**.

Une synthèse des différents résultats obtenus a été formulée pour chaque site pilote (**chapitre 6**).

Le recours à ces outils innovants poursuit deux finalités. D'une part, il permet de répondre aux objectifs intrinsèques de l'axe 2, relatifs à la question des apports de micropolluants issus des eaux usées dans les eaux souterraines. D'autre part, il répond à des attentes plus fondamentales du présent projet, comme l'identification de nouvelles substances. En ce sens, l'axe 2 permet à la fois de satisfaire les objectifs fixés pour le projet, et sert de cadre à l'expérimentation de nouveaux outils, qui n'auraient pas pu être déployés à l'échelle de la nappe du Rhin supérieur dans une logique d'inventaire transfrontalier.

À noter que ce chapitre ne traite que des éléments de méthode commune et que chacun des partenaires a été responsable du choix des points de mesure sélectionnés et du programme analytique appliqué (liste de paramètres recherchés, fréquences des mesures, etc.).

Les spécificités méthodologiques de chaque site pilote sont détaillées au **chapitre 6**.

4.3.

Spezifische methodische Ergänzungen zu Schwerpunkt 2

4.3.1.

Ansätze und Studien

Der methodische Ansatz für die im Rahmen von Schwerpunkt 2 durchgeführten Untersuchungen war für alle ausgewählten Pilotgebiete derselbe. Um den Besonderheiten der ausgewählten Pilotgebiete (Wissensstand und -bedarf, hydrogeologischer Kontext, Art der untersuchten Spurenstoffe usw.) Rechnung tragen zu können, wurde dieser methodische Rahmen jedoch variabel gestaltet.

Zur Charakterisierung des Transfers von Spurenstoffen von der Kläranlage in Oberflächengewässer und ins Grundwasser wurden diese zum einen in jedem Kompartiment mithilfe verschiedener innovativer Analysemethoden, z.B. dem Non-Target-Screening, untersucht (Arbeitspaket 1). Zum anderen wurden in bestimmten Fällen auch die Wechselwirkungen zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser (Arbeitspaket 2) analysiert.

In einem dritten Schritt (Arbeitspaket 3) wurden die Daten aus Arbeitspaket 1 ausgewertet, um den Transfer von Spurenstoffen zwischen den Kompartimenten unter Berücksichtigung der vorhandenen bzw. gewonnenen Erkenntnisse über den Austausch zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser (Arbeitspaket 2) zu charakterisieren. Zur Interpretation der Ergebnisse und um die Ziele von Schwerpunkt 2 zu erreichen, wurden den Auswertungen die zuvor formulierten Fragen zugrunde gelegt. Diese sind in **Abschnitt 2.3** aufgeführt.

Für jedes Pilotgebiet wurde eine Ergebniszusammenfassung erstellt (**Kapitel 6**).

Mit dem Einsatz dieser innovativen Analytik wurde ein doppelter Zweck verfolgt: Zum einen in Hinblick auf das für Schwerpunkt 2 formulierte Ziel der Untersuchung des Eintrags von Spurenstoffen aus Abwässern in das Grundwasser, zum anderen im Hinblick auf die grundlegenden Erwartungen des vorliegenden Projekts, wie beispielsweise die Identifizierung neuer Substanzen. In diesem Sinne dient Schwerpunkt 2 sowohl der Erfüllung der Projektziele als auch der Erprobung neuer Analyseinstrumente, deren Einsatz im Rahmen einer klassischen „grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme" nicht im Maßstab des gesamten Oberrhein-Aquifers möglich gewesen wäre.

Es sei darauf hingewiesen, dass in diesem Kapitel nur die gemeinsame Methode vorgestellt wird. Die Auswahl der Messstellen und die Festlegung des Analyseprogramms (Liste der untersuchten Parameter, Häufigkeit der Messungen usw.) lagen in den Händen jedes Partners.

Die methodischen Besonderheiten der einzelnen Pilotgebiete werden in **Kapitel 6** detailliert beschrieben.

4.3.2. Moyens de mesure

Cette partie décrit les outils de prélèvement et d'analyse mis en œuvre dans le cadre du volet 1, afin de préparer les échantillons (d'eau usée traitée, d'eau de surface et d'eau souterraine) et d'y suivre les substances recherchées.

4.3.2.1. Outils et méthodes de prélèvement

Selon les sites pilotes, différents outils de prélèvement ont été utilisés afin de confectionner les échantillons d'eau selon le type d'eau (ESO, ESU et STEU) et selon l'intérêt de chaque technique.

Prélèvements ponctuels

La plupart des échantillonnages réalisés dans les trois compartiments hydrologiques reposent sur des prélèvements ponctuels (**Figure 4.3**), effectués à un instant donné et en un point précis. Les eaux souterraines ont été prélevées par pompage, tandis que les eaux de surface et les rejets de STEU ont été prélevés de manière directe par un opérateur (flacon immergé). Les rejets de STEU ont été prélevés au niveau du canal de sortie des stations.

Prélèvements automatiques moyennés 24 h

Dans certaines STEU, des prélèvements moyennés 24 h (**Figure 4.4**) ont été réalisés : des préleveurs automatiques ont été installés au droit des canaux de sortie et ont été paramétrés de sorte à réaliser un prélèvement d'eau sur 24 h asservi au temps. Cela permet d'obtenir un échantillon d'eau représentatif de la qualité moyenne du rejet, en prenant en compte d'éventuelles variations de la charge polluante ou en interceptant des pics de pollution qui n'auraient pas été détectés par un prélèvement ponctuel.

Échantillonneurs passifs intégratifs (EIP)

Ce type de dispositif de prélèvement a uniquement été expérimenté sur le site pilote de l'Ill en Alsace (**Figure 4.5**), mais constitue un des outils novateurs mis en œuvre pour le projet.

Les échantillonneurs intégratifs passifs utilisés sont de type POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler).

4.3.2. Messmethoden

In diesem Abschnitt werden die für Arbeitspaket 1 eingesetzten Probenahme- und Analysegeräte beschrieben, mit denen die Wasserproben (aufbereitetes Abwasser, Oberflächenwasser, Grundwasser) entnommen und die ausgewählten Stoffe analysiert wurden.

4.3.2.1. Probenahmegeräte und -methoden

Je nach Pilotgebiet wurden unterschiedliche Probenahmegeräte verwendet, um die Wasserproben entsprechend der Wasserart (Oberflächenwasser, Grundwasser, Abwasser) und den Anforderungen der jeweiligen Technik zu entnehmen.

Punktuelle Probenahmen

Die meisten Probenahmen in den drei hydrologischen Kompartimenten wurden punktuell (**Abbildung 4.3**) zu einem bestimmten Zeitpunkt und an einem bestimmten Ort durchgeführt. Grundwasserproben wurden durch Pumpen entnommen, Proben aus Oberflächenwasser und Kläranlageneinleitungen direkt mit einer Tauchflasche, letztere aus dem Ablaufkanal der Anlage.

Automatische Entnahme einer 24-Stunden-Mischprobe

In bestimmten Kläranlagen wurden 24-Stunden-Mischproben (**Abbildung 4.4**) entnommen: Dazu wurden an den Ablaufkanälen installierte automatische Probenahmegeräte so eingestellt, dass sie über einen Zeitraum von 24 Stunden zeitgesteuerte Wasserproben entnehmen. Auf diese Weise erhält man eine Wasserprobe, die repräsentativ für die durchschnittliche Qualität der Einleitung ist, wobei auch Schwankungen oder Spitzen der Spurenstoffbelastung berücksichtigt werden, die bei punktuellen Probenahmen nicht erkannt werden.

Integrative passive Probenahmegeräte

Diese bisher nur im elsässischen Pilotgebiet an der Ill (**Abbildung 4.5**) getesteten Passivsammler zählen zu den innovativen Instrumenten, die für das Projekt eingesetzt wurden.

Dabei handelte es sich um Passivsammler vom Typ POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler).



Figure 4.3 : Prélèvement ponctuel en milieu agricole en Alsace
(Source : APRONA société LPI)

Abbildung 4.3: Punktuelle Probenahme an einem landwirtschaftlich genutzten Standort im Elsass
(Quelle: APRONA-LPI)



Figure 4.4 : Prélèvements moyennés 24 h à la station d'épuration de Meyenheim sur le site pilote de l'Ill, le 26 septembre 2023
(Source : APRONA-Firma LPI)

Abbildung 4.4: 24-Stunden-Mischproben an der Kläranlage Meyenheim, Pilotgebiet an der Ill, 26. September 2023
(Quelle: APRONA-Firma LPI))

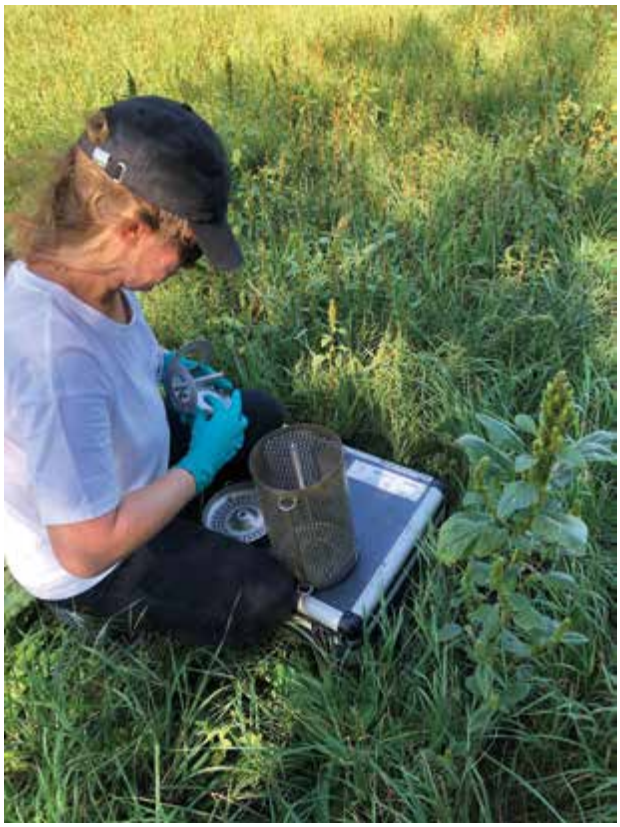


Figure 4.5 : Mise en place d'un POCIS dans une cage métallique de protection pour un prélèvement ESU sur le site pilote de l'Ill le 6 septembre 2023
(Source : APRONA-BRGM)

Abbildung 4.5: Installation eines POCIS in einem Metallschutzkäfig für eine Oberflächenwasserprobenahme im Pilotgebiet an der Ill, 6. September 2023
(Quelle: APRONA-BRGM)

Principe

Les EIP permettent d'améliorer la détection de certaines substances grâce à leur caractère intégratif et accumulatif, avec la possible identification et quantification de substances complémentaires à celles identifiées à partir de prélèvements ponctuels. Le domaine d'application des POCIS couvre généralement des log K_{OW} allant de 1 à 4, soit pour des molécules polaires à semi-polaires. Il est possible de remonter à une concentration moyenne dans l'eau sur la durée d'exposition des POCIS dès lors qu'un facteur d'accumulation propre à chaque substance est connu. Celui-ci dépend des conditions physico-chimiques du milieu et est en général déterminé lors d'expérimentations en laboratoire.

Les échantillonneurs ont été disposés sur des points de mesure spécifiquement choisis. Au total, trois piézomètres (ESO), deux canaux de sortie de STEU et six stations de mesure en rivière (ESU) ont été équipés. En rivière, les POCIS ont été placés dans des cages métalliques ajourées afin de les protéger. Les membranes ont été immergées pendant trois semaines pour les ESO et les ESU et une semaine pour les STEU (eaux plus chargées que les eaux naturelles).

4.3.2.2. Organisation générale des campagnes de prélèvements par site pilote

Pour chaque site pilote, une à trois campagnes de mesures ont été réalisées par les partenaires à différentes périodes de l'année, couvrant des contextes hydrologiques variés (basses et hautes eaux) et intégrant les conditions de fonctionnement des STEU, y compris les épisodes de dysfonctionnement ou de by-pass par exemple.

Les campagnes de mesure se sont déroulées entre janvier 2022 et septembre 2024.

Les spécificités relatives à la réalisation de ces campagnes de mesure sur chaque site pilote sont reportées au sein du **chapitre 6** (paragraphes de hiérarchie 6.X.1).

Les techniques de prélèvement utilisées par site pilote sont détaillées dans le **Tableau 4.6**.

Prinzip

Passivsammler ermöglichen dank ihres integrativen und akkumulativen Charakters eine verbesserte Erkennung bestimmter Substanzen, wobei zusätzlich zu den anhand von Stichproben identifizierten Substanzen weitere Substanzen identifiziert und quantifiziert werden können. Der Anwendungsbereich von POCIS umfasst im Allgemeinen log K_{OW}-Werte zwischen 1 und 4, d. h. polare bis semipolare Moleküle. Es ist möglich, eine durchschnittliche Konzentration im Wasser über die Expositionsdauer der POCIS zu ermitteln, sobald ein für jede Substanz spezifischer Akkumulationsfaktor bekannt ist. Dieser hängt von den physikalisch-chemischen Bedingungen der Umgebung ab und wird in der Regel in Laborexperimenten bestimmt.

Die Passivsammler wurden an speziell ausgewählten Messstellen angebracht. Insgesamt wurden drei Grundwassermessstellen, die beiden Kläranlagenablaufkanäle und sechs Oberflächenmessstellen damit ausgestattet. In Oberflächengewässern wurden die POCIS-Geräte in Metallschutzkäfigen angebracht. Für Grund- und Oberflächenwasserproben blieben die Membranen drei Wochen lang untergetaucht, für die Abwasserproben eine Woche (stärker belastetes Wasser als natürliches Wasser).

4.3.2.2. Allgemeine Organisation der Probenahmekampagnen in den Pilotgebieten

Für jedes Pilotgebiet wurden von den Partnern ein bis drei Messkampagnen in verschiedenen Jahreszeiten durchgeführt, die unterschiedliche hydrologische Kontexte (Niedrig- und Hochwasser) abdeckten und die Betriebsbedingungen der Kläranlagen berücksichtigten (bspw. auch Betriebsstörungen oder Bypass-Vorgänge).

Die Messkampagnen fanden zwischen Januar 2022 und September 2024 statt.

Besonderheiten in den Pilotgebieten bei der Durchführung dieser Messkampagnen sind in **Kapitel 6** (Absätze der Hierarchie 6.X.1) beschrieben.

Die von den Partnern verwendeten Probenahmetechniken sind **Tabelle 4.6** zu entnehmen.

	ESO GW	ESU OW	STEU KLA
Birs	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	X
Wiese	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen
Ill	Prélèvements ponctuels & POCIS Punktuelle Probenahmen & POCIS	Prélèvements ponctuels & POCIS Punktuelle Probenahmen & POCIS	Prélèvements moyennés 24 h & prélèvements ponctuels & POCIS 24-Stunden-Durchschnittsproben & Einzelproben & POCIS
Kinzig	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen
Landgraben	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen
Winkelbach	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen

Tableau 4.6 : Typologie des techniques de prélèvements par site pilote

Tabelle 4.6: Typologie der Probenahmetechniken nach Pilotgebiet

4.3.2.3. Approches analytiques

Dans le cadre de l'axe 2, deux grandes approches analytiques ont été utilisées sur chaque site pilote :

- l'analyse ciblée (approche analytique classique de laboratoire), qui permet de rechercher un ou plusieurs polluants prédéfinis selon une méthode analytique précise dans un échantillon d'eau ;
- une approche innovante : l'analyse non ciblée (*Non-Target-Screening*), qui vise à détecter sans a priori toutes les substances présentes ou une liste élargie dans un échantillon.

En complément, et uniquement au niveau du site pilote de l'Ill, des analyses isotopiques ont été réalisées. Elles servent à tracer l'origine des eaux pour mieux étudier les interactions nappe/rivière et les sources de contamination. Les éléments méthodologiques relatifs à ces analyses sont reportés au **chapitre 6** dans la section qui concerne le site pilote de l'Ill.

Analyses ciblées

La majorité des échantillons, collectés selon les trois méthodes de prélèvements présentées ci-avant ont fait l'objet d'analyses ciblées (à l'exception de ceux prélevés en Hesse).

Différentes méthodes analytiques ont été utilisées en fonction de la nature de la substance étudiée ; elles sont similaires à celles décrites dans **la partie 4.1**.

Il n'a pas été fixé de cadre analytique commun comme la définition d'une liste de paramètres communs. Les programmes analytiques (liste de paramètres recherchés par type d'eau) de chaque site pilote sont donc distincts et diffèrent de la liste des 181 paramètres communs de l'axe 1.

Les familles de paramètres ainsi que le nombre de paramètres analysés par famille, recherchés sur les trois compartiments hydrologiques (ESO, ESU, STEU), pour chaque site pilote, sont présentés en **Figure 4.6**.

Analyses non ciblées (Non-Target-Screening, NTS)

Les analyses non ciblées ont été effectuées sur tout ou partie des réseaux de mesure des sites pilotes. Chaque partenaire a défini ses points de mesure.

La méthodologie pour réaliser les analyses non ciblées a été harmonisée entre partenaires, de sorte à faciliter la comparaison des données.

La première étape est la préparation des échantillons. Pour ce faire, deux protocoles très similaires ont été mis à disposition des partenaires (**Tableau 4.7**).

La deuxième étape concerne la technique d'analyse de type chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (LC-HRMS). Chaque partenaire a appliqué sa propre méthode d'analyse dans le but de pouvoir utiliser leur propre base de données afin d'identifier des composés avec un indice de confiance élevé.

4.3.2.3. Analytik

Im Rahmen von Schwerpunkt 2 wurden in jedem Pilotgebiet zwei grundsätzliche Bewertungsansätze verwendet:

- gezielte Analyse (klassische Laboranalytik), mit der anhand einer bestimmten Analysemethode einer oder mehrere vorher festgelegte bestimmte Spurenstoffe in einer Wasserprobe untersucht werden
- innovativer Ansatz: Non-Target-Screening, das darauf abzielt, alle vorhandenen Substanzen bzw. Substanzen einer erweiterten Stoffliste in einer Probe nachzuweisen.

Darüber hinaus wurden ausschließlich im Pilotgebiet an der Ill Isotopenanalysen durchgeführt, um die Herkunft des Wassers zu verfolgen und die Wechselwirkungen zwischen Fluss und Grundwasser sowie die Kontaminationsquellen besser zu bewerten. Die methodischen Aspekte dieser Analysen sind in **Kapitel 6** im Abschnitt über das Pilotgebiet an der Ill beschrieben.

Gezielte Analysen

Die meisten Proben, die mit den drei oben beschriebenen Probenahmemethoden entnommen wurden, wurden gezielten Analysen unterzogen (ausgenommen in Hessen).

Die Analysemethoden richteten sich dabei nach der Art des untersuchten Stoffes, sie ähneln den in **Abschnitt 4.1** beschriebenen.

Es wurde kein gemeinsamer Analyserahmen wie beispielsweise eine gemeinsame Parameterliste festgelegt. Die Analyseprogramme (Liste der nach Wasserart untersuchten Parameter) in den einzelnen Pilotgebieten unterscheiden sich daher voneinander und weichen von der Liste der 181 gemeinsamen Parameter von Schwerpunkt 1 ab. Die Parametergruppen und die Anzahl der analysierten Parameter pro Gruppe, die in jedem Pilotgebiet für die drei hydrologischen Kompartimente (GW, OW, KLA) untersucht wurden, sind in **Abbildung 4.6** dargestellt.

Non-Target-Screening (NTS)

Das Non-Target-Screening wurde am gesamten oder einem Teil der Messstellen der Pilotgebiete durchgeführt. Die Auswahl der Messstellen lag in der Zuständigkeit jedes Partners.

Die für das NTS verwendete Methode wurde zwischen den Partnern vereinheitlicht, um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten.

Der erste Schritt war die Probenvorbereitung. Zu diesem Zweck wurden den Partnern zwei sehr ähnliche Protokolle zur Verfügung gestellt (**Tabelle 4.7**).

Der zweite Schritt betrifft die Analysetechnik der Flüssigchromatographie mit hochauflösender Massenspektrometrie (HPLC-MS). Jeder Partner hat seine eigene Analysemethode angewendet, um seine eigene Datenbank zur Identifizierung von Verbindungen mit einem hohen Konfidenzindex nutzen zu können.

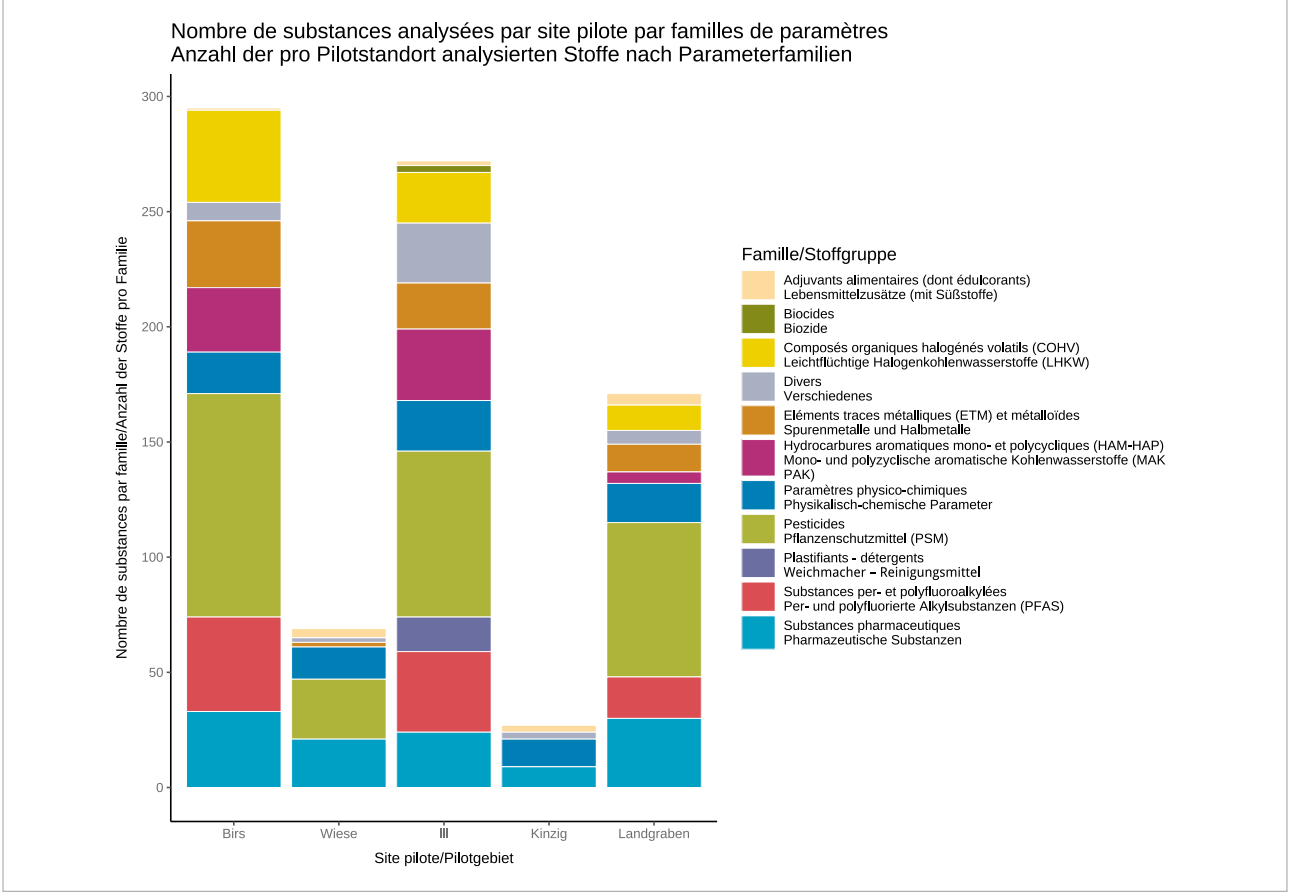


Figure 4.6 : Programme analytique commun aux trois compartiments (ESO, ESU, STEU) pour chacun des sites pilotes

Abbildung 4.6: Gemeinsames Analyseprogramm aller drei Kompartimente (GW, OW, KLA) für jedes Pilotgebiet

	Protocole 1 Protokoll 1	**Protocole 2 Protokoll 2**
Filtration de l'échantillon Filtration der Probe	500 mL d'échantillon+ 500 µL d'ammonium acétate + ajout de standards analytiques. pH compris entre 6,5 et 7 500 mL Probe + 500 µL Ammoniumacetat + Zugabe von Analysestandards. pH-Wert zwischen 6,5 und 7	
Cartouches SPE SPE-Kartuschen	Préparation des cartouches au laboratoire avec un mélange de 350 g de 3 phases avec un ratio de 2/2/3 Vorbereitung der Kartuschen im Labor mit einer Mischung aus 350 g 3 Phasen im Verhältnis 2:2:3:	
	Sepra ZT-WAX	Sepra ZT-WAX
	Sepra ZT-WCX	Sepra ZT-WCX
	ENV+	Chromabond HR-X
	Puis ajout de 200 mg de phase OASIS HLB Anschließend Zugabe von 200 mg OASIS HLB-Phase	
Conditionnement SPE SPE-Verpackung	6 mL méthanol / 6 mL Methanol	
	6 mL d'eau ultra pure / 6 mL ultrareines Wasser	
Elution SPE SPE-Elution	Acétate d'éthyl/méthanol (1/1; /v/v) + 2 vol % NH3 Ethylacetat/Methanol (1/1; /v/v) + 2 Vol.-% NH3	
	9 mL	4 mL
	Acétate d'éthyl/méthanol (1/1; /v/v) + 2 vol % formic acid Ethylacetat/Methanol (1/1; /v/v) + 2 Vol.-% Ameisensäure	
	3 mL	2 mL
Extrait Auszug	500 µL d'eau ultra pure 500 µL ultrareines Wasser	

Tableau 4.7 : Protocoles communs pour la préparation d'échantillons d'eau en vue d'une analyse non ciblée

Tabelle 4.7: Gemeinsame Protokolle für die Vorbereitung der NTS-Proben

Afin de garantir la fiabilité des résultats, un ensemble minimal de contrôles qualité a été mis en place par chaque partenaire, comprenant :

— l'injection des échantillons en triplicat ;
— l'utilisation d'une solution de standards internes contenant si possible des standards en commun ;
— la réalisation de blancs de terrain et de laboratoire, lors des étapes de prétraitement des échantillons et lors de l'injection ;
— l'utilisation de la solution de RTI (Retention Time Index) pour la bancarisation dans la Digital Sample Freezing Plateform de Norman (https://dsfp.norman-data.eu/; Alygizakis et al., 2019).

Lors du traitement des données d'analyses non ciblées en mode suspect, des composés ont pu être identifiés par comparaison avec des bases de données propres à chaque partenaire. La confiance liée à l'identification d'un composé doit être communiquée selon la classification Schymanski (Schymanski et al., 2014).

Pour capitaliser les données brutes, issues de l'analyse non ciblée, au niveau transfrontalier dans un format commun, la DSFP (Digital Sample Freezing Platform, réseau NORMAN) a été choisie. Pour incrémenter les données dans la DSFP, il est nécessaire d'avoir injecté en même temps que les échantillons, une solution de Retention Time Index (en ionisation positive et négative) fournie par NORMAN. Le format des données brutes requis pour le transfert dans la DSFP est le mzML.

Pour la collecte et le partage des résultats obtenus par screening suspect au niveau transfrontalier, les noms et identifiants (numéro CAS, InChI, code SMILES) de la substance identifiée dans les échantillons sont donnés avec leur niveau d'identification (classification Schymanski, Schymanski et al., 2014).

Résultats obtenus par screening suspect au niveau transfrontalier

Um die Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden von jedem Partner Mindestqualitätskontrollen durchgeführt:

— Dreifache Injektion der Proben
— Verwendung einer Lösung mit internen Standards, die nach Möglichkeit gemeinsame Standards enthält.
— Erstellen von Blindproben im Feld und im Labor während der Probenvorbereitung und der Injektion
— Verwendung der RTI-Lösung (Retention Time Index) für die Datenerfassung in der Digital Sample Freezing Plattform des NORMAN-Netzwerks (https://dsfp.norman-data.eu/; Alygizakis et al., 2019).

Bei der Bearbeitung von NTS-Analysedaten im Verdachtsmodus konnten Verbindungen durch Vergleich mit den Datenbanken der Partner identifiziert werden. Die Zuverlässigkeit der Identifizierung einer Verbindung musste gemäß der Schymanski-Klassifizierung (Schymanski et al., 2014) angegeben werden.

Für die langfristige grenzüberschreitende Abspeicherung der NTS-Rohdaten in einem gemeinsamen Format wurde die DSFP (Digital Sample Freezing Platform, NORMAN-Netzwerk) ausgewählt. Um die Daten in die DSFP einzupflegen, muss gleichzeitig mit den Proben eine von NORMAN bereitgestellte Retention Time Index-Lösung (in positiver und negativer Ionisation) eingespeist werden. Das für die Übertragung in die DSFP erforderliche Rohdatenformat ist mzML.

Für die Erfassung und Weitergabe der Ergebnisse des grenzüberschreitenden Suspect-Screenings werden die Bezeichnungen und Kennzeichnungen (CAS-Nummer, InChI, SMILES-Code) der in den Proben identifizierten Substanz zusammen mit ihrem Identifikationsniveau (Schymanski-Einstufung, Schymanski et al., 2014) angegeben.

Ergebnisse, die durch grenzüberschreitendes Suspect-Screening erzielt wurden

4.3.3.

Étude des interactions nappe/rivière

La compréhension de la dynamique des échanges nappe/rivière au droit des tronçons de rivière étudiés est une composante essentielle de l'étude et permet d'interpréter les résultats d'analyses.

Pour quatre sites pilotes (Winkelbach, Landgraben, Kinzig, Wiese), les connaissances existantes sur l'hydrogéologie locale et les interactions nappe/rivière étaient suffisantes pour les besoins de l'étude ou les attentes spécifiques relatives au site pilote.

Pour les deux autres sites pilotes (Birs et Ill), des investigations complémentaires ont été menées : suivis des niveaux piézométriques, jaugeages de débits différentiels, modélisation hydrologique et hydrogéologique.

Les résultats de ces investigations ne sont pas exposés en détail dans le présent rapport mais permettent d'appuyer l'interprétation des résultats d'analyses dans les **chapitres 3 et 6.**

4.3.4.

Exploitation des résultats

Chaque partenaire fut chargé d'exploiter et d'interpréter ses propres résultats issus de son/ses site(s) pilote(s).

Cependant, une approche d'exploitation harmonisée a été définie afin de guider le travail réalisé par chacun vers les objectifs communs du projet.

4.3.4.1. Conception graphique commune

Représentation des points de mesure par types d'eaux

Les types d'eaux étudiés (STEU, ESU, ESO, Puits AEP) sont distingués par les formes et les couleurs des symboles, présentées dans le **Tableau 4.8**. Les cartes, schémas, graphiques et tableaux présentés au **chapitre 6** sont concernés par ces formes et couleurs.

Pour les représentations schématiques ainsi que les cartes du réseau de mesure selon le type d'eau, un contour noir des points de mesure ayant fait l'objet d'analyses non ciblées (NTS) est appliqué afin de les distinguer des autres points de mesure.

4.3.3.

Untersuchung der Interaktionen zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer

Das Verständnis der Dynamik des Austauschs zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer an den untersuchten Pilotgebieten ist ein wesentlicher Bestandteil der Untersuchung und ermöglicht die Interpretation der Analyseergebnisse.

Für vier Pilotgebiete (Winkelbach, Landgraben, Kinzig, Wiese) reichten die vorhandenen Kenntnisse über die lokale Hydrogeologie und die Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer für die Erfordernisse der Untersuchung bzw. die spezifischen Erwartungen an das Pilotgebiet aus.

Für die beiden anderen Pilotgebiete (Birs und Ill) wurden zusätzliche Untersuchungen durchgeführt: Überwachung des Grundwasserstands, Messung der Differenzabflüsse, hydrologische und hydrogeologische Modellierung.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden in diesem Bericht nicht im Detail dargelegt, stützen jedoch die Interpretation der Analyseergebnisse in den **Kapiteln 3 und 6.**

4.3.4.

Auswertung der Ergebnisse

Jeder Partner war für die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse aus seinem/seinen Pilotgebiet(en) zuständig. Der Auswertungsansatz wurde jedoch harmonisiert, um die einzelnen Auswertungen auf die gemeinsamen Projektziele auszurichten.

4.3.4.1. Gemeinsames Grafikdesign

Darstellung der Messstellen nach Art des Wassers

Die untersuchten Wasserarten (KLA, OW, GW, Trinkwasserbrunnen) werden anhand der in **Tabelle 4.8** aufgeführten Symbole und Farben unterschieden. Diese Symbole und Farben finden sich auch in den Karten, Schemata, Grafiken und Tabellen in **Kapitel 6** wieder.

Auf den schematischen Darstellungen und Karten des Messnetzes nach Wasserart sind die Messstellen, an denen NTS-Analysen durchgeführt wurden, zur Unterscheidung von den anderen Messstellen schwarz umrandet.

	Forme Farbe	Couleur Farbe
STEU / KLA	■ Carré / Viereck	
ESU / OW	▲ Triangle avec pointe en haut / Dreieck mit Spitze nach oben	
ESO / GW	● Rond / Kreis	
ESO-AEP / TwB	● Rond / Kreis	

Tableau 4.8 : Formes et couleurs de représentation des points de mesure par type d'eau

Tabelle 4.8: Symbole und Farben zur Darstellung der Messstellen nach Wasserart

4.3.4.2. Méthodologie de traitement et de présentation des résultats d'analyses ciblées

Choix du jeu de données

Afin d'obtenir un jeu de données homogène et comparable, il a été décidé de se concentrer sur les paramètres communs entre les différentes campagnes de mesure et les trois compartiments, pour chaque site pilote. Les limites de quantification n'ont pas été harmonisées entre les campagnes de mesure et entre les compartiments au sein d'un même site pilote, afin de permettre l'identification de l'ensemble des molécules quantifiées sur les trois compartiments.

De plus, puisque l'étude est axée sur les micropolluants, les paramètres physico-chimiques ne sont pas pris en compte dans le traitement statistique des données.

Choix des exploitations des résultats

L'exploitation des résultats est réalisée en prenant en compte le sens d'écoulement des cours d'eau et la situation hydrologique. Il est étudié :

— le nombre de substances quantifiées par point de mesure et par famille de paramètres, par campagne, afin de connaître la diversité de substances à chaque campagne ;

Aide à la lecture : exemple Figure 6.2
L'axe des abscisses correspond aux différents points de mesure classés selon leur position d'amont en aval du site pilote avec l'étiquette selon le code couleur du type de point de mesure (STEU = orange, ESU = vert et ESO = bleu). L'axe des ordonnées correspond au nombre de substances retrouvées par famille de polluants.

— la somme des concentrations par famille de substances et par point de mesure, pour chaque campagne, afin d'évaluer la charge par compartiment ;

Aide à la lecture : exemple Figure 6.3
L'axe des abscisses correspond aux points de mesure classés selon leur position d'amont en aval du site pilote. L'axe des ordonnées correspond à la somme des concentrations des substances quantifiées.

— les valeurs maximales mesurées en ESO et en ESU selon les substances les plus retrouvées en sortie de STEU, par campagne, afin de trouver les substances, issues des rejets de STEU, les plus contributrices à la contamination des ESO.

Aide à la lecture : exemple Figure 6.4
Les substances étudiées sont celles avec des concentrations en STEU supérieures à 0,1 µg/L. Les substances sont classées par ordre décroissant en fonction de leurs concentrations maximales en STEU sur la zone.
L'axe des abscisses indique les molécules les plus quantifiées en sortie de STEU. Chaque symbole correspond à la concentration maximale mesurée de la molécule par compartiment hydrologique.

4.3.4.2. Methodik der Bearbeitung und Darstellung der Ergebnisse der gezielten Analysen

Auswahl des Datensatzes

Um einen homogenen und vergleichbaren Datensatz zu erhalten, wurde beschlossen, sich für jedes Pilotgebiet auf die gemeinsamen Parameter der verschiedenen Messkampagnen und der drei Kompartimente zu konzentrieren. Die Bestimmungsgrenzen wurden zwischen den Messkampagnen und zwischen den Kompartimenten innerhalb desselben Pilotgebiets nicht harmonisiert, um alle in den drei Kompartimenten quantifizierten Stoffe zu identifizieren.

Da sich die Untersuchung auf Spurenstoffe konzentriert, wurden außerdem die physikalisch-chemischen Parameter bei der statistischen Verarbeitung der Daten nicht berücksichtigt.

Auswahl der Ergebnisauswertungen

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte unter Berücksichtigung der Fließrichtung der Gewässer und der hydrologischen Situation. Untersucht wurden:

— die Anzahl der pro Messstelle und Parametergruppe pro Kampagne quantifizierten Stoffe, um die Vielfalt der Stoffe in jeder Kampagne zu ermitteln.

Erläuterung der Abbildungen, am Beispiel Abbildung 6.2
Die Abszisse entspricht den verschiedenen Messstellen, die nach ihrer Lage stromaufwärts oder stromabwärts im Pilotgebiet geordnet und mit einem Farbcode für den Messstellentyp versehen sind (KLA = orange, OW = grün, GW = blau). Die Ordinate entspricht der Anzahl der für jede Stoffgruppe nachgewiesenen Stoffe.

— die Konzentrationssumme pro Stoffgruppe und Messstelle für jede Messkampagne, um die Belastung pro Kompartiment zu ermitteln.

Erläuterung der Abbildungen, am Beispiel Abbildung 6.3
Die Abszisse entspricht den Messstellen, die nach ihrer Lage im Pilotgebiet stromaufwärts und stromabwärts geordnet sind. Die Ordinate entspricht der Konzentrationssumme der quantifizierten Stoffe.

— die höchsten im GW und OW gemessenen Werte für die am häufigsten im Kläranlagenablauf nachgewiesenen Stoffe pro Kampagne, um die aus KLA-Einleitungen stammenden Stoffe zu ermitteln, die am stärksten zur Grundwasserverschmutzung beitragen.

Erläuterung der Abbildungen, am Beispiel Abbildung 6.4
Untersucht wurden Stoffe, deren Konzentrationen in KLA 0,1 µg/L überschreiten. Die Stoffe sind in absteigender Reihenfolge nach ihren maximalen KLA-Konzentrationen im Gebiet geordnet.
Die Abszisse zeigt die am KLA-Ausgang am häufigsten gemessenen Stoffe. Jedes Symbol entspricht der gemessenen Höchstkonzentration des Stoffs in jedem hydrologischen Kompartiment.

Des analyses complémentaires ont été réalisées chez certains partenaires sur des paramètres ou des familles de paramètres, provenant des STEU, impactant le plus la qualité des eaux souterraines lors des différentes campagnes de mesure.

4.3.4.3. Méthodologie de traitement et de présentation des résultats d'analyses non ciblées

Le traitement des données non ciblée (*workflow*) regroupe l'ensemble des étapes qui permettent de transformer les données brutes instrumentales (*Raw*) en données exploitables. Le *workflow* permet de générer une liste de signaux (*features)* qui sont caractérisés par un rapport de masse sur charge (*m/z*), un temps de rétention *(RT)* et une intensité obtenue par le détecteur. Plusieurs étapes successives sont nécessaires à la génération de la liste de *features* :

- détection de masse ;
- construction des chromatogrammes ;
- déconvolution des chromatogrammes ;
- construction de la liste de features ;
- annotation des adduits et des isotopes ;
- identification des candidats.

Le retraitement et le filtrage de la liste de features est ensuite réalisé. Cette étape permet de s'affranchir des signaux instables ou proches du bruit de fond analytique.

Description des analyses statistiques

Diagramme de distribution : le diagramme de distribution permet de visualiser la répartition globale des composés détectés dans les échantillons. Ce type d'analyse permet d'évaluer les variations des intensités mesurées et d'identifier des tendances générales. Par exemple en contrôle qualité, le diagramme de distribution permet de repérer d'éventuels biais instrumentaux ou des variabilités expérimentales qui peuvent impacter l'interprétation des résultats.

Diagramme en boîte (Boxplot) : ce type de graphique est une synthèse de la distribution statistique de groupes d'échantillons. Son calcul repose sur une valeur centrale correspondant à la médiane tandis que les premiers et troisièmes quartiles définissent les 50 % centraux des données. Il permet de visualiser les différences entre les groupes et d'identifier les valeurs atypiques.

Diagramme de Venn : le diagramme de Venn est un outil de visualisation des recouvrements entre différents groupes d'échantillons. Il met en évidence les composés communs ou spécifiques à un groupe. Le calcul repose sur l'identification des intersections entre les listes de composés.

Analyse en composantes principales (ACP) : l'ACP est une méthode statistique exploratoire qui permet de réduire un jeu de données multivariées en un plan bidimensionnel (axe 1 et axe 2) tout en conservant l'essentiel de l'information initiale (variance maximale). La projection des échantillons et des variables sur cet espace permet de visualiser des

Bei einigen Partnern wurden bestimmte Parametergruppen oder Parameter zusätzlich analysiert, die aus der KLA stammen und die Qualität des Grundwassers bei den verschiedenen Messkampagnen am stärksten beeinflussten.

4.3.4.3. Methodik zur Bearbeitung und Darstellung der Ergebnisse der NTS-Analysen

Die Verarbeitung von nicht zielgerichteten Daten (*Workflow*) umfasst alle Schritte, mit denen Rohdaten (*Raw*) in verwertbare Daten umgewandelt werden. Der *Workflow* ermöglicht die Erstellung einer Liste von Signalen (*Features)*, die durch ein Masse-zu-Ladungs-Verhältnis (*m/z*), eine Retentionszeit *(RT)* und eine vom Detektor gemessene Intensität charakterisiert sind. Zur Erstellung der Liste der *Features* sind mehrere aufeinanderfolgende Schritte erforderlich:

- Massendetektion
- Erstellung der Chromatogramme
- Entfaltung der Chromatogramme
- Erstellung der Liste der Merkmale
- Annotation der Addukte und Isotope
- Identifizierung der Kandidaten.

Anschließend wird die Liste der Merkmale erneut verarbeitet und gefiltert. Dieser Schritt ermöglicht es, instabile Signale oder Signale, die nahe am analytischen Hintergrundrauschen liegen, zu entfernen.

Beschreibung der statistischen Analysen

Verteilungsdiagramm: Das Verteilungsdiagramm ermöglicht die Visualisierung der Gesamtverteilung der in den Proben nachgewiesenen Verbindungen. Mit dieser Art der Analyse lassen sich die gemessenen Intensitätsschwankungen bewerten und allgemeine Trends erkennen. In der Qualitätskontrolle beispielsweise ermöglicht das Verteilungsdiagramm die Erkennung möglicher instrumenteller Verzerrungen oder experimenteller Schwankungen, die sich auf die Interpretation der Ergebnisse auswirken können.

Boxplot: Diese Art von Diagramm ist eine Zusammenfassung der statistischen Verteilung von Probengruppen. Seine Berechnung basiert auf einem zentralen Wert, der dem Median entspricht, während das erste und dritte Quartil die mittleren 50 % der Daten definieren. Es ermöglicht die Visualisierung der Unterschiede zwischen den Gruppen und die Identifizierung atypischer Werte.

Venn-Diagramm: Das Venn-Diagramm ist ein Werkzeug zur Visualisierung von Überschneidungen zwischen verschiedenen Stichprobengruppen. Es hebt gemeinsame oder gruppenspezifische Verbindungen hervor. Die Berechnung basiert auf der Identifizierung von Schnittpunkten zwischen den Verbindungslisten.

Hauptkomponentenanalyse (HKA/PCA): Die HKA/PCA ist eine explorative statistische Methode, mit der ein multivariater Datensatz auf eine zweidimensionale Ebene (x-Ach-

regroupements ou des tendances. Ainsi, il est facile par la suite, d'identifier les variables qui contribuent le plus à la structuration des données.

Classification hiérarchique ascendante (CHA) : cet outil complémentaire à l'analyse ACP permet d'organiser les échantillons en fonction de leur distance et les représente sous une forme arborescente. Les ramifications déterminent les niveaux de proximité entre les échantillons. Plus les échantillons sont proches sur le graphique (cluster), plus ils partagent des similitudes en termes de caractéristiques chimiques.

se und y-Achse) reduziert werden kann, wobei der Großteil der ursprünglichen Informationen (maximale Varianz) erhalten bleibt. Durch die Projektion der Stichproben und Variablen auf diesen Raum lassen sich Gruppierungen oder Trends visualisieren. So lassen sich anschließend leicht die Variablen identifizieren, die am meisten zur Strukturierung der Daten beitragen.

Aufsteigende hierarchische Klassifizierung (AHK): Dieses ergänzende Werkzeug zur HKA/PCA-Analyse ermöglicht es, die Stichproben nach ihren Ähnlichkeiten untereinander zu ordnen und sie in Form eines Baums darzustellen. Die Verzweigungen bestimmen den Grad der Nähe zwischen den Stichproben. Je näher die Stichproben im Diagramm beieinander liegen (Cluster), desto mehr Ähnlichkeiten weisen sie hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften auf.



5

Résultats de l'état des lieux transfrontalier (Axe 1)

5.1. Paramètres azotés (nitrates, nitrites, ammonium) p. 102

5.2. Pesticides – Substances actives et métabolites p. 122

5.3. Substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) p. 160

5.4. Acide trifluoroacétique (TFA) p. 190

5.5. Substances pharmaceutiques p. 202

5.6. Édulcorants p. 227

5.7. Composés organiques volatils (COV) p. 238

5.8. Autres paramètres inorganiques p. 251

5.9. Autres paramètres organiques p. 279

5.10. Évaluation de la qualité des eaux souterraines dans la vallée du Rhin supérieur au regard des critères communs de potabilité et des valeurs à orientation sanitaire p. 293

5.11. Synthèse de la présence des micropolluants dans la nappe du Rhin supérieur p. 316

Ergebnisse der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme (Schwerpunkt 1)

5.1. Stickstoffverbindungen (Nitrat, Nitrit, Ammonium) S. 102

5.2. Pflanzenschutzmittel - Wirkstoffe und Metaboliten S. 122

5.3. Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) S. 160

5.4. Trifluoressigsäure (TFA) S. 190

5.5. Pharmazeutische Substanzen S. 202

5.6. Süßstoffe S. 227

5.7. Flüchtige organische Verbindungen (VOC) S. 238

5.8. Weitere anorganische Parameter S. 251

5.9. Weitere organische Parameter S. 279

5.10. Bewertung der Grundwasserqualität im Oberrheingraben im Hinblick auf die grenzüberschreitenden Schwellenwerte und die gesundheitsbezogenen Richtwerte S. 293

5.11. Gesamtüberblick über die Spurenstoffbelastung des Grundwassers im Oberrheingraben S. 316

5 Résultats de l'état des lieux transfrontalier (Axe 1)

5.1. Paramètres azotés (nitrates, nitrites, ammonium)

Nitrates

Les nitrates représentent, après les pesticides, le deuxième facteur d'altération de la qualité de la nappe du Rhin supérieur.

Des concentrations supérieures à la limite de qualité européenne de 50 mg/L sont mesurées sur 15 % des points de mesure, notamment en bordure d'aquifère où les problématiques historiques persistent. L'origine de cette pollution demeure principalement agricole.

À l'inverse, le centre de la Plaine du Rhin se caractérise par de très faibles teneurs en nitrates (<10 mg/L), grâce aux phénomènes de dilution et de dénitrification.

De 2016 à 2024, la légère amélioration observée depuis 2003 se poursuit.

Malgré cette tendance de fond qui traduit des efforts globaux, ceux-ci restent insuffisants au droit des zones vulnérables aux contaminations.

Nitrites

À l'échelle transfrontalière, les nitrites présentent des concentrations relativement basses par rapport à la norme européenne pour l'eau potable de 0,5 mg/L. C'est en Hesse et en Rhénanie-Palatinat, que sont observées les concentrations les plus élevées, en raison de milieux naturellement réducteurs dans l'aquifère qui favorisent les phénomènes de dénitrification et la production de nitrites. Dans la continuité des observations effectuées depuis 2003, les teneurs en nitrites demeurent relativement stables entre 2016 et 2024.

Ammonium

La contamination de l'aquifère par l'ammonium présente un gradient nord-sud marqué. Les teneurs demeurent élevées en Rhénanie Palatinat et en Hesse du fait des conditions naturellement réductrices de l'aquifère.

En termes d'évolution, la présence de l'ammonium est plus marquée en 2024 qu'en 2016 mais les concentrations restent globalement faibles.

5 Ergebnisse der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme (Schwerpunkt 1)

5.1. Stickstoffverbindungen (Nitrat, Nitrit, Ammonium)

Nitrat

Nitrat ist nach Pflanzenschutzmitteln der zweitwichtigste Faktor für die schlechte Grundwasserqualität im Oberrheingraben.

An 15 % der Messstellen wurden Konzentrationen über der europäischen Qualitätsnorm von 50 mg/L gemessen, insbesondere in Randgebieten des Grundwasserleiters, wo die Situation seit Langem problematisch ist. Die Hauptursache dieser Verschmutzung liegt weiterhin in der landwirtschaftlichen Nutzung.

Demgegenüber sind die Nitratwerte in der zentralen Rheinebene aufgrund von Verdünnungs- und Denitrifikationsprozessen sehr niedrig (<10 mg/L).

Zwischen 2016 und 2024 setzte sich die seit 2003 beobachtete leichte Verbesserung fort.

Dieser Trend ist den allgemeinen Anstrengungen zuzuschreiben, die in den gefährdeten Gebieten aber noch immer nicht ausreichen.

Nitrit

Grenzüberschreitend weist Nitrit, gemessen an der europäischen Trinkwassernorm von 0,5 mg/L, relativ geringe Konzentrationen auf. Die höchsten Werte wurden in Hessen und Rheinland-Pfalz gemessen, da dort natürlicherweise reduzierende Verhältnisse im Grundwasser die Denitrifikation und die Bildung von Nitrit begünstigen. Die seit 2003 relativ stabilen Nitritwerte veränderten sich auch zwischen 2016 und 2024 nicht wesentlich.

Ammonium

Die Ammoniumbelastung des Grundwassers weist ein ausgeprägtes Nord-Süd-Gefälle auf. In Rheinland-Pfalz und Hessen bleiben die Werte aufgrund der natürlichen reduzierenden Bedingungen im Grundwasser analog zu Nitrit lokal erhöht.

Ammonium wurde 2024 häufiger als 2016 nachgewiesen, die Konzentrationen bewegten sich jedoch weiterhin auf niedrigem Niveau.

5.1.1. Généralités

Caractéristiques générales

Les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-) et l'ammonium (NH_4^+) sont trois ions contenant un atome d'azote et appartenant au cycle de l'azote.

L'azote est un des éléments essentiels au développement des plantes, qui ne l'assimilent que sous forme de nitrates (NO_3^-) et dans une moindre mesure, d'ammonium (NH_4^+).

Ces trois ions sont tous très solubles dans l'eau, mais leur comportement diffère en termes de mobilité et de stabilité chimique. Les nitrates, peu adsorbés par les particules de sol, sont extrêmement mobiles et restent stables en conditions oxiques. Les nitrites sont également mobiles mais très instables et se transforment rapidement par oxydation ou réduction. L'ammonium, bien que soluble, est plus facilement adsorbé par les argiles ou la matière organique. Il tend à s'accumuler en milieu réducteur mais se nitrifie en milieu oxygéné.

Voies de contamination environnementales

La majorité des éléments azotés se retrouvent dans le sol à travers l'usage agricole de fertilisation azotée. Les engrais contenant de l'azote (et d'autres nutriments) permettent d'accroître la croissance des plantes et d'améliorer les rendements.

Nitrates

Les nitrates non assimilés par les plantes provenant d'engrais, sont du fait de leur grande mobilité, très facilement lessivés par les eaux d'infiltration pluviales et rapidement entraînés vers les eaux souterraines. Les sols drainants en terrain plat, morphologie la plus représentative de la vallée du Rhin supérieur et les faibles taux de renouvellement des eaux souterraines constituent des facteurs importants de vulnérabilité de la nappe du Rhin supérieur.

Les aquifères fluviaux, à l'image de celui du Rhin supérieur, se distinguent par la présence de milieux hydromorphes occupés par des zones humides et des dépôts alluviaux fins. Dans ces secteurs, les eaux souterraines affichent des teneurs réduites en nitrates, résultant d'une dénitrification accrue induite par des conditions réductrices. Les fuites de réseaux d'eaux usées, les rejets de stations d'épuration d'eaux usées communales et industrielles ainsi que les retombées atmosphériques d'oxyde d'azote constituent d'autres sources secondaires de nitrates dans les sols et les eaux.

5.1.1. Einleitung

Allgemeine Merkmale

Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-) und Ammonium (NH_4^+) sind Ionen, die ein Stickstoffatom enthalten und zum Stickstoffkreislauf gehören.

Stickstoff ist ein wesentliches Element für die Entwicklung von Pflanzen, die diesen nur in Form von Nitrat (NO_3^-) und in geringerem Maße als Ammonium (NH_4^+) aufnehmen.

Diese drei Ionen sind sehr gut wasserlöslich, unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer Mobilität und chemischen Stabilität. Nitrat, das von Bodenpartikeln kaum adsorbiert wird, ist extrem mobil und bleibt unter oxischen Bedingungen stabil. Nitrit ist ebenfalls mobil, aber sehr instabil. Es wird durch Oxidation oder Reduktion schnell umgewandelt. Ammonium ist zwar löslich, wird aber leichter von Ton oder organischem Material adsorbiert. Es neigt dazu, sich in reduzierenden Umgebungen anzureichern, wird aber in sauerstoffhaltigen Umgebungen nitrifiziert.

Eintragswege in die Umwelt

Der Großteil der Stickstoffverbindungen gelangt durch den landwirtschaftlichen Einsatz von Stickstoffdüngern in den Boden. Stickstoffhaltige Düngemittel (und andere Nährstoffe) fördern das Pflanzenwachstum und verbessern die Erträge.

Nitrat

Von Pflanzen nicht aufgenommene, aus Düngemitteln stammende Stickstoffverbindungen werden aufgrund ihrer hohen Mobilität sehr leicht durch infiltrierenden Niederschlag ausgewaschen und gelangen dadurch schnell in das Grundwasser. Die für den Oberrhein typischen durchlässigen Böden in flachem Gelände sowie die geringe Grundwasserneubildung sind Faktoren, die das Grundwasser des Oberrheingrabens vulnerabel machen.

Grundwasserleiter wie der des Oberrheingrabens zeichnen sich durch hydromorphe Lebensräume aus, in denen Feuchtgebiete und feine Schwemmlandablagerungen anzutreffen sind. In diesen Gebieten weist das Grundwasser einen geringeren Nitratgehalt auf, was auf den verstärkten Nitratabbau aufgrund reduzierender Verhältnisse zurückzuführen ist. Weitere Nitrateinträge in den Boden und in die Gewässer können durch undichte Abwasserkanäle, Einleitungen aus kommunalen und industriellen Kläranlagen sowie atmosphärische Deposition von Stickoxiden verursacht werden.

Nitrites

Les nitrites sont des éléments intermédiaires instables dans les réactions de transformation des nitrates en ammonium ou de transformation de nitrates en azote moléculaire et/ou en ammonium ou d'ammonium en nitrates. De ce fait, les nitrites se trouvent rarement en forte concentration dans les eaux souterraines.

Ammonium

L'ammonium peut être synthétisé microbiologiquement par minéralisation de la matière organique et consommation de l'oxygène. Dans le sol ou les eaux souterraines, en milieu pauvre en oxygène, les nitrates peuvent aussi être réduits en nitrites puis dissimilés en ammonium.

Au moment des opérations de fertilisation, en fonction des paramètres physico-chimique du sol (pH, teneur en eau, température, etc.) et des caractéristiques de l'engrais (densité, teneur en carbone organique, etc.), une partie de l'ammonium se volatilise dans l'air sous forme d'ammoniac (NH_3).

En règle générale, de fortes concentrations en ammonium sont retrouvées là où la concentration en oxygène est faible, et donc là où le potentiel d'oxydoréduction de l'eau souterraine est faible.

Impacts sanitaires et environnementaux

La présence excessive de nitrates dans l'eau potable est nocive pour la santé humaine. Dans l'organisme humain, les nitrates peuvent se transformer en nitrites, augmentant le risque de cancer colorectal et de diabète de type 2, ou en nitrosamines également cancérigènes (ANSES, 2022).

Dans les milieux aquatiques, l'enrichissement en azote est responsable d'une croissance excessive des algues (eutrophisation). Cela entraîne à la fois une diminution de la clarté de l'eau et une baisse de la disponibilité en oxygène dans le milieu. Ce phénomène est très néfaste pour la biodiversité et certaines activités humaines (tourisme, pêche), et peut engendrer des coûts économiques importants pour l'enrayer.

Cadre réglementaire

Directive « Nitrates »

Face à la contamination des eaux continentales par les nitrates, observée en Europe depuis les années 1980, la directive 91/676/CEE dite « Directive Nitrates » a été adoptée en 1991 par l'Union Européenne afin de réduire les pollutions diffuses et azotées d'origine agricole vers les eaux superficielles et souterraines en fixant un cadre commun sur l'utilisation des nitrates en agriculture. Elle impose à chaque État membre de définir des zones vulnérables à la pollution en nitrates et d'établir un programme d'actions.

Nitrit

Nitrit ist ein instabiles Zwischenprodukt bei der Umwandlung von Nitrat zu molekularem Stickstoff bzw. Ammonium oder von Ammonium zu Nitrat. Daher kommt Nitrit im Grundwasser nur selten in hohen Konzentrationen vor.

Ammonium

Ammonium kann durch Mineralisierung organischer Stoffe unter Sauerstoffzufuhr mikrobiologisch gebildet werden. In sauerstoffarmen Umgebungen im Boden oder im Grundwasser kann Nitrat zu Nitrit und anschließend zu Ammonium reduziert werden.

Während der Ausbringung von Düngemitteln verflüchtigt sich ein Teil des darin enthaltenen Ammoniums in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Parametern des Bodens (pH-Wert, Wassergehalt, Temperatur usw.) und den Eigenschaften des Düngers (Dichte, Gehalt an organischem Kohlenstoff usw.) in Form von Ammoniak (NH_3).

In der Regel sind hohe Ammoniumkonzentrationen bei geringer Sauerstoffkonzentration, also bei niedrigem Redoxpotential, anzutreffen.

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Ein übermäßiger Nitratgehalt im Trinkwasser ist gesundheitsschädlich für den Menschen. Im menschlichen Körper kann Nitrat in Nitrit umgewandelt werden, wodurch sich das Risiko für Darmkrebs und Typ-2-Diabetes erhöht. Weitere Umwandlungsprodukte können ebenfalls krebserregende Nitrosamine sein (ANSES, 2022).

In Oberflächengewässern führt die Anreicherung von Stickstoff zu übermäßigem Algenwachstum (Eutrophierung). Dies führt zu Trübungen des Wassers sowie zu einer verringerten Verfügbarkeit von Sauerstoff. Dadurch kann die Artenvielfalt stark beeinträchtigt werden und auch bestimmte menschliche Aktivitäten (Tourismus, Fischerei) werden in Mitleidenschaft gezogen. Gegenmaßnahmen können erhebliche Kosten verursachen.

Rechtsrahmen

Nitratrichtlinie

Angesichts der seit den 1980er Jahren in Europa beobachteten Verunreinigung der Binnengewässer durch Nitrat verabschiedete die Europäische Union 1991 die Richtlinie 91/676/EWG (sogenannte „Nitratrichtlinie") zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Sie legt einen gemeinsamen Rahmen für die Verwendung von Nitrat in der Landwirtschaft fest und verpflichtet jeden Mitgliedstaat, Gebiete zu definieren, die für eine Verschmutzung durch Nitrat anfällig sind, und ein Aktionsprogramm aufzustellen.

Eau potable et eaux souterraines

En Europe, la Directive (EU) 2020/2184 pour l'eau potable et la Directive 2006/118/CE pour l'atteinte du bon état chimique des eaux souterraines, fixent un cadre pour définir les normes de qualité et les valeurs seuils relatives aux nitrates, aux nitrites et à l'ammonium.

Pour les nitrates, les deux directives imposent une norme et une valeur seuil équivalente de 50 mg/L.

Pour l'ammonium et les nitrites, seule la réglementation sur l'eau potable définit une norme de qualité de 0,5 mg/L pour les deux paramètres. La réglementation sur les eaux souterraines charge les États membres de définir leurs propres valeurs seuils.

Ces normes et orientations sont transposées en droit français via l'Arrêté du 30.12.2022 sur les EDCH et l'Arrêté du 09.10.2023 pour les eaux souterraines et en droit allemand via l'Ordonnance sur l'eau potable (TrinkwV 2018) et l'Ordonnance sur la protection des eaux souterraines (GrwV 2010).

En Suisse, l'Ordonnance sur l'eau potable (OPBD) et l'Ordonnance sur les eaux souterraines (OEaux) déterminent les valeurs limites pour ces trois paramètres.

Pour cette étude et ces trois paramètres, les normes de qualité européennes pour l'eau potable ont été prises en compte (**cf. Tableau de l'Annexe 3**).

Trinkwasser- und Grundwasserrichtlinie

In Europa bilden die Richtlinie (EU) 2020/2184 für Trinkwasser sogenannte „Trinkwasserrichtlinie" und die Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung sogenannte „Grundwasserrichtlinie„ den Rahmen für die Festlegung von Qualitätsnormen und Schwellenwerten für Nitrat, Nitrit und Ammonium.

Für Nitrat schreiben beide Richtlinien einen gleichwertigen Qualitätsstandard und Schwellenwert von 50 mg/L vor.

Für Ammonium und Nitrit legt nur die Trinkwasserrichtlinie eine Qualitätsnorm fest, die für beide Parameter jeweils 0,5 mg/L beträgt. Die Grundwasserrichtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten zur Festlegung eigener Schwellenwerte.

Diese Normen und Leitlinien wurden durch den Erlass vom 30.12.2022 für Trinkwasser und den Erlass vom 09.10.2023 für Grundwasser in französisches Recht und durch die Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2023) und die Grundwasserverordnung (GrwV 2022) in deutsches Recht umgesetzt.

In der Schweiz legen die Trinkwasserverordnung (TrinkwV) und die Grundwasserverordnung (GrwV) die Grenzwerte für diese drei Parameter fest.

In diesem Projekt wurden für diese drei Parameter die europäischen Qualitätsnormen für Trinkwasser berücksichtigt (**s. Anhang 3**).

5.1.2.

État des lieux transfrontalier - Nitrates

Lecture et base d'évaluation des résultats

Pour les nitrates, les résultats sont représentés et interprétés en fonction de la norme de qualité européenne pour l'eau potable de 50 mg/L, qui constitue la valeur seuil transfrontalière.

De plus, quatre seuils de graduation ont été considérés pour préciser la distribution des concentrations :

- limite de qualité pour l'eau brute française de 100 mg/L ;
- un seuil dit « d'alerte » correspondant à 75 % de la valeur seuil transfrontalière de 50 mg/L, soit 37,5 mg/L ;
- valeur indicative pour alerter la filière de production d'eau potable et valeur seuil pour les eaux souterraines en Suisse : 25 mg/L ;
- concentration au-delà de laquelle la présence de nitrates est due à une influence anthropique : 10 mg/L.

Les nitrates ont été recherchés sur un réseau de 1 493 points de mesure à l'échelle transfrontalière.

La valeur seuil transfrontalière de 50 mg/L est dépassée pour 14,5 % des points de mesure (**Figure 5.1**), tandis que près de 6,4 % des points ont une concentration en nitrates comprise entre le seuil d'alerte (37,5 mg/L) et la valeur seuil.

La limite de qualité française pour l'eau brute de 100 mg/L, considérée comme valeur de graduation indicative, est dépassée sur 61 points (4 %).

Globalement, des concentrations non naturelles (> 10 mg/L) sont retrouvées sur 57,9 % des points de mesure.

Les concentrations moyenne et médiane relevées dans la nappe du Rhin supérieur sont respectivement de 26,3 mg/L et 14 mg/L (**Figure 5.2**). Ces valeurs montrent que la majorité des points de mesure prélevés contiennent une eau de bonne qualité vis-à-vis des nitrates.

La valeur maximale observée est de 374 mg/L en Rhénanie-Palatinat.

Géographiquement, la distribution des concentrations en nitrates se caractérise par une forte hétérogénéité spatiale, quelle que soit l'échelle considérée (transfrontalière ou au sein des régions partenaires, à l'exception de la partie suisse de l'aquifère).

À l'échelle transfrontalière, les concentrations les plus élevées (>37,5 mg/L et > 50 mg/L) sont principalement mesurées sur les zones de bordure de l'aquifère (**Carte 5.1**).

Au niveau interrégional, c'est en Rhénanie-Palatinat que l'on observe la plus forte densité de points de mesure avec des concentrations supérieures à 50 mg /L, soit 23,5 % (**Figure 5.1**).

Les autres secteurs où se manifestent de fortes teneurs en nitrates correspondent au piémont des Vosges et aux

5.1.2.

Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme – Nitrat

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Die Darstellung und Interpretation der Ergebnisse für Nitrat bezieht sich auf die europäische Trinkwasserqualitätsnorm von 50 mg/L, die den grenzüberschreitenden Schwellenwert darstellt.

Darüber hinaus wurden vier Abstufungen berücksichtigt, um die Verteilung der Konzentrationen zu präzisieren:

- Französische Qualitätsnorm für Rohwasser von 100 mg/L
- „Warnwert" von 75 % des grenzüberschreitenden Schwellenwertes von 50 mg/L, entspricht 37,5 mg/L
- Richtwert zur Warnung der Trinkwasserproduzenten und Schwellenwert für Grundwasser in der Schweiz: 25 mg/L
- Konzentration, deren Überschreitung auf anthropogene Ursachen für das Vorkommen von Nitrat hinweist: 10 mg/L.

Nitrat wurde grenzüberschreitend an 1.493 Messstellen untersucht.

Der grenzüberschreitende Schwellenwert von 50 mg/L wurde an 14,5 % der Messstellen überschritten (**Abbildung 5.1**), während die Nitratkonzentration an fast 6,4 % der Messstellen zwischen dem Warnwert (37,5 mg/L) und dem Schwellenwert lag.

Der französische Qualitätsgrenzwert für Rohwasser von 100 mg/L, der als Richtwert gilt, wurde an 61 Messstellen (4 %) überschritten.

An 57,9 % der Messstellen wurden Konzentrationen festgestellt, die den "natürlichen" Hintergrundwert (> 10 mg/L) überschritten.

Die Durchschnitts- und die Mediankonzentration betrugen 26,3 mg/L bzw. 14 mg/L (**Abbildung 5.2**). Diese Werte belegen, dass die Wasserqualität in Bezug auf Nitrat an den meisten untersuchten Messstellen gut ist.

Der höchste Wert betrug 374 mg/L und wurde in Rheinland-Pfalz gemessen.

Die räumliche Verteilung der Nitratkonzentrationen ist unabhängig vom betrachteten Gebiet (grenzüberschreitend oder innerhalb der Partnerregionen, mit Ausnahme des Schweizer Teils des Grundwasserleiters) sehr heterogen.

Auf grenzüberschreitender Ebene werden die höchsten Konzentrationen (>37,5 mg/L und >50 mg/L) hauptsächlich an den Rändern des Grundwasserleiters gemessen (**Karte 5.1**).

In den Teilgebieten weist Rheinland-Pfalz mit 23,5 % den höchsten Anteil an Messstellen mit Konzentrationen über 50 mg/L auf (**Abbildung 5.1**).

Weitere Gebiete mit hohen Nitratwerten sind das Vogesenvorland und die Pliozän-Grundwasserleiter im Elsass, das

aquifères du Pliocène pour l'Alsace, au piémont de la Forêt Noire et à la région de Heidelberg pour le Bade-Wurtemberg et à la périphérie du Ried hessois pour la Hesse.

Ces secteurs combinent à la fois les effets des pratiques agricoles émettrices de flux d'azote vers les eaux souterraines et les effets de caractéristiques hydrogéologiques locales rendant la nappe du Rhin vulnérable (sols perméables, faible épaisseur de sol et de zone non saturée).

À l'inverse, aucun dépassement de la valeur seuil transfrontalière n'est enregistré pour les cantons suisses.

Des concentrations dites naturelles (< 10 mg/L) sont observées aux abords de cours d'eau comme le Rhin, et sur la moitié nord de la zone d'étude, de Strasbourg au Ried hessois. Cette situation résulte de facteurs naturels, qui accroissent les capacités d'autoépuration des milieux (sols, zone non saturée) et de l'aquifère : dénitrification biologique et dilution par les eaux de surface moins chargées en nitrates.

Schwarzwaldvorland und die Region Heidelberg in Baden-Württemberg sowie der Randbereich des Hessischen Rieds.

In diesen Gebieten spielen sowohl landwirtschaftlich bedingte Stickstoffeinträge in das Grundwasser als auch lokale hydrogeologische Gegebenheiten, die das Grundwasser anfällig machen, wie beispielsweise durchlässige Böden oder ein geringer Grundwasserflurabstand, eine Rolle.

Im Gegensatz dazu wurde für die Schweizer Kantone keine Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts festgestellt.

Natürliche Hintergrundkonzentrationen (< 10 mg/L) wurden in der Nähe von Flüssen wie dem Rhein und in der nördlichen Hälfte des Untersuchungsgebiets, von Straßburg bis ins Hessischen Ried, beobachtet. Zurückzuführen ist dies auf natürliche Prozesse wie Denitrifikation oder Verdünnung, die zu niedrigen Konzentrationen von Nitrat im Boden und im Grundwasser führen.

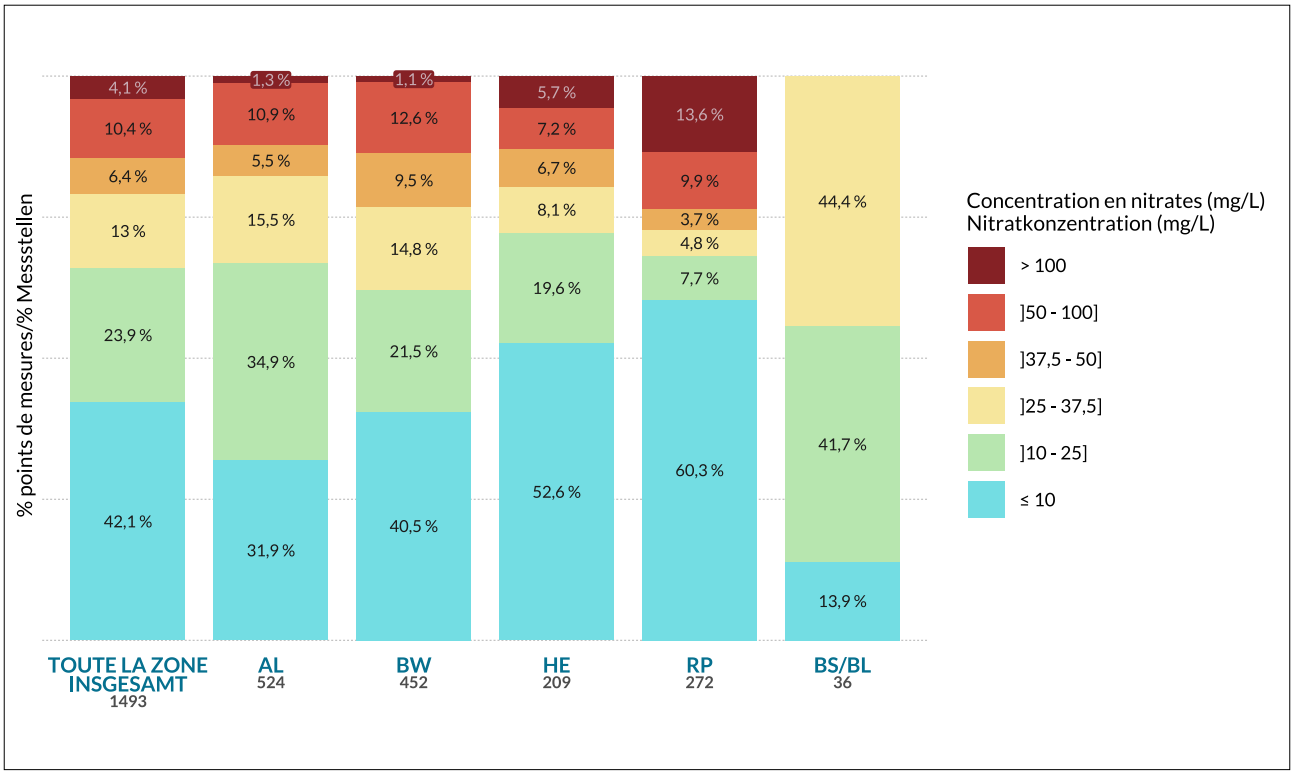


Figure 5.1: Répartition des classes de concentration et fréquences de dépassement des valeurs seuils en nitrates par région

Abbildung 5.1: Verteilung der Konzentrationsklassen und Anteil der Messstellen mit Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes für Nitrat nach Region

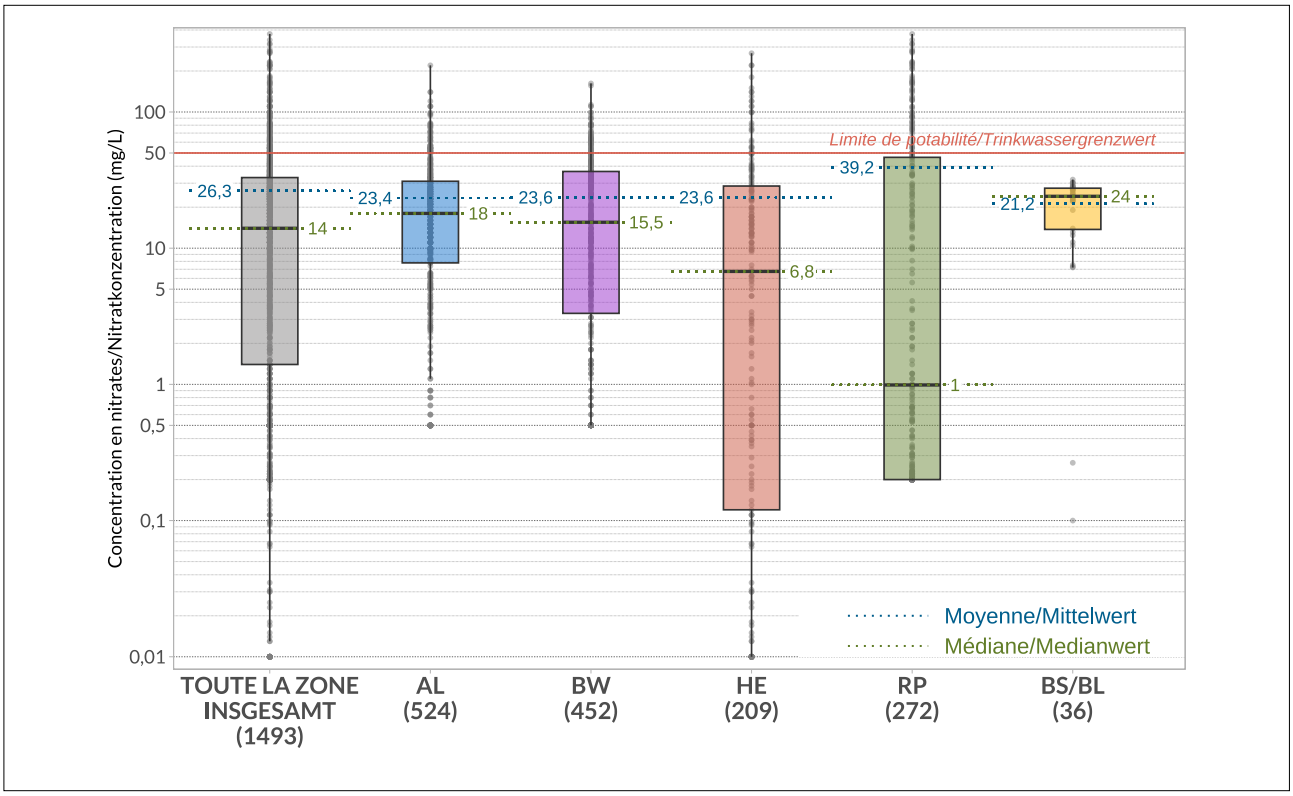
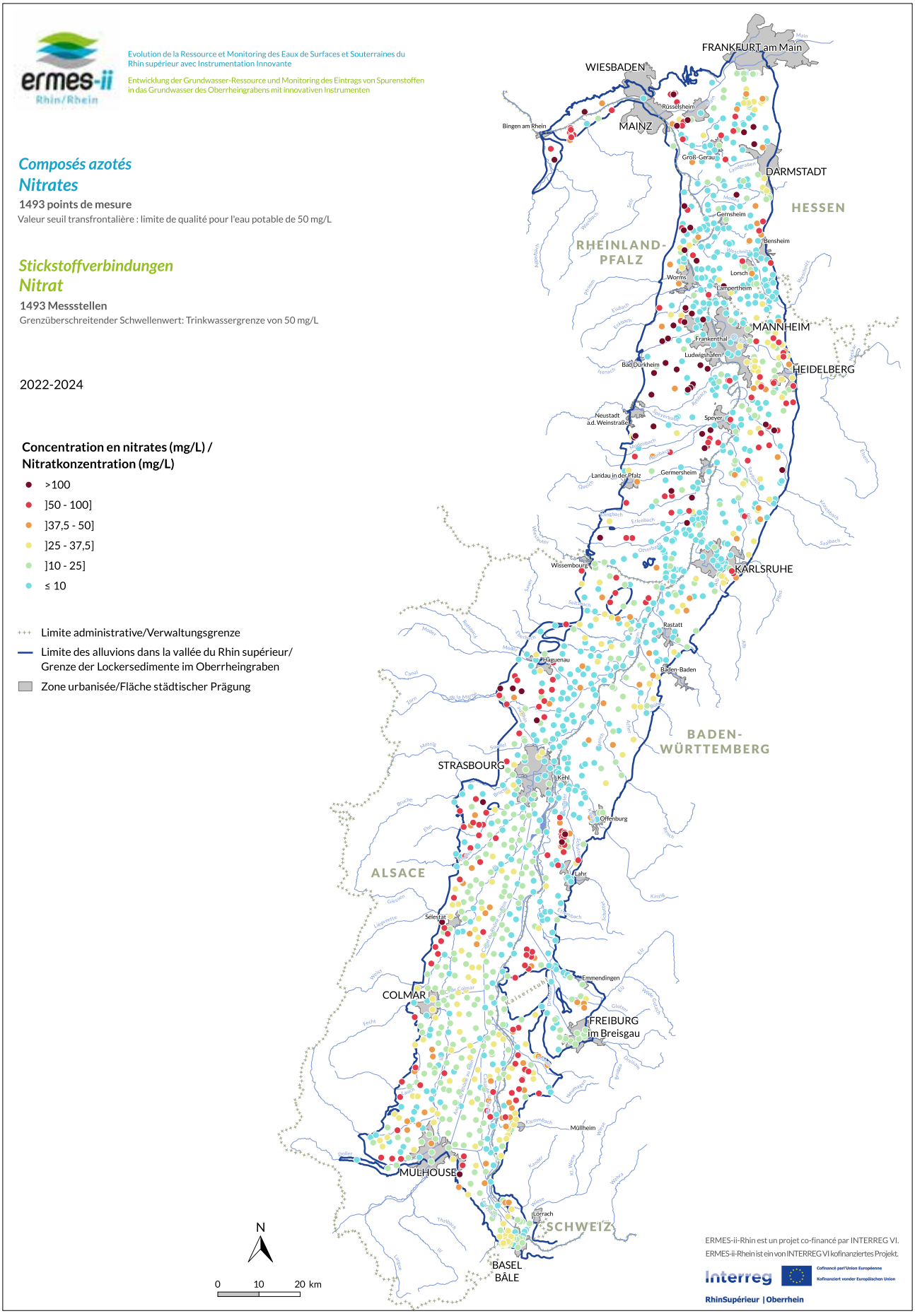


Figure 5.2: Distribution statistique des valeurs de concentration en nitrates par région

Abbildung 5.2: Statistische Verteilung der Nitratkonzentrationen nach Region



Carte 5.1 : Concentration en nitrates par point de mesure

Karte 5.1: Nitratkonzentration pro Messstelle

5.1.3.

État des lieux transfrontalier – Nitrites et Ammonium

Lecture et base d'évaluation des résultats

Pour les nitrites et l'ammonium, les résultats sont représentés et interprétés en fonction de la norme de qualité européenne pour l'eau potable de 0,5 mg/L, qui constitue la valeur seuil transfrontalière. Les limites de quantification prises en compte sont celles par partenaire (**Tableau 5.1**).

Le seuil d'alerte correspondant à 75 % de la valeur seuil transfrontalière n'étant pas adapté à la distribution des concentrations, des seuils arbitraires de graduation ont été définis pour représenter graphiquement les résultats de ces deux paramètres.

Nitrites

Les concentrations en nitrites ont été analysées sur un réseau de 1 495 points de mesure à l'échelle transfrontalière.

La fréquence de quantification des nitrites est de 32,5 % à l'échelle transfrontalière et selon une LQ harmonisée de 0,01 mg/L.

La valeur seuil transfrontalière de 0,5 mg/L, correspondant à la norme de qualité européenne pour l'eau potable, est dépassée sur huit points de mesure, soit 0,5 % du réseau, essentiellement regroupés au nord de la zone d'étude.

La concentration moyenne dans la nappe du Rhin supérieur est de 0,032 mg/L. La valeur maximale retrouvée est de 6,1 mg/L au sud-ouest de Ludwigshafen, en Rhénanie-Palatinat.

Globalement, les concentrations sont un peu plus élevées en Hesse et en Rhénanie-Palatinat (**Figure 5.3**), où les propriétés réductrices des sols et de l'aquifère favorisent la dénitrification et la production de nitrites. Néanmoins, cet élément instable de l'azote ne persiste pas longtemps sous sa forme nitrite et se transforme rapidement en ammonium ou en azote gazeux.

Carte des concentrations ponctuelles en nitrites en ligne : www.ermes-rhin.eu/FR/documents-et-publications/acces-libre.html

5.1.3.

Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme – Nitrit und Ammonium

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Die Darstellung und Interpretation der Ergebnisse für Nitrit und Ammonium beziehen sich auf die europäische Trinkwasserqualitätsnorm von 0,5 mg/L, die den grenzüberschreitenden Schwellenwert darstellt. Es werden die pro Partner geltenden Bestimmungsgrenzen berücksichtigt (**Tabelle 5.1**).

Da ein Warnwert von 75 % des grenzüberschreitenden Schwellenwertes für die Verteilung der Konzentrationen nicht geeignet ist, wurden für die grafische Darstellung dieser beiden Parameter differenziertere Abstufungswerte festgelegt.

Nitrit

Die Nitritkonzentrationen wurden grenzüberschreitend an einem Messnetz von 1.495 Messstellen untersucht.

Die Bestimmungshäufigkeit von Nitrit auf grenzüberschreitender Ebene betrug 32,5 % bei einer vereinheitlichten Bestimmungsgrenze von 0,01 mg/L.

Der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,5 mg/L, der der europäischen Trinkwassernorm entspricht, wurde an acht Messstellen überschritten (0,5 % des Messnetzes), die sich hauptsächlich im Norden des Untersuchungsgebiets befinden.

Die Durchschnittskonzentration betrug 0,032 mg/L, der höchste Wert (6,1 mg/L) wurde südwestlich von Ludwigshafen in Rheinland-Pfalz gemessen.

Insgesamt waren die Konzentrationen in Hessen und in Rheinland-Pfalz (**Abbildung 5.3**) etwas höher, da hier die reduzierenden Bedingungen die Denitrifikation und die Nitritbildung begünstigen. Da Nitrit jedoch instabil ist, bleibt es nicht lange bestehen und wird schnell in Ammonium oder gasförmigen Stickstoff umgewandelt.

Karte der punktuellen Nitritkonzentrationen online: www.ermes-rhin.eu/FR/documents-et-publications/acces-libre.html

Ammonium

L'ammonium a été recherché sur un réseau de 1 481 points de mesure à l'échelle transfrontalière.

À l'échelle transfrontalière, la valeur seuil transfrontalière de 0,5 mg/L est dépassée sur 7 % des points de mesure.

Les régions les plus touchées par des dépassements de la valeur seuil sont la Hesse et la Rhénanie-Palatinat, avec environ 15 % de points de mesure impactés (**Figure 5.3**). Plus précisément, le nord et l'ouest de Mannheim sont les secteurs présentant les plus fortes concentrations. Ce sont les conditions hydromorphes des sols et de l'aquifère qui accélèrent la production d'ammonium.

Les concentrations moyenne et médiane dans la nappe du Rhin supérieur sont respectivement de 0,187 mg/L et 0,017 mg/L. La valeur maximale relevée est de 49 mg/L sur un point au sud d'Obernai, en Alsace.

Carte des concentrations ponctuelles en ammonium en ligne : www.ermes-rhin.eu/FR/documents-et-publications/acces-libre.html

Ammonium

Ammonium wurde an einem grenzüberschreitenden Messnetz von 1.481 Messstellen untersucht.

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,5 mg/L, der europäischen Qualitätsnorm für Trinkwasser entspricht, an 7 % der Messstellen überschritten.

Am stärksten von diesen Überschreitungen betroffen waren Hessen und Rheinland-Pfalz mit jeweils etwa 15 % der Messstellen (**Abbildung 5.3**). Die höchsten Konzentrationen wurden im Norden und im Westen von Mannheim beobachtet. Hier wird die Ammoniumproduktion aufgrund der hydromorphen Bedingungen der Böden und des Grundwasserleiters beschleunigt.

Die durchschnittliche und die mediane Konzentration im Grundwasser des Oberrheingrabens betrugen 0,187 mg/L bzw. 0,017 mg/L. Der höchste Wert lag bei 49 mg/L und wurde an einer Messstelle südlich von Obernai im Elsass gemessen.

Karte der punktuellen Ammoniumkonzentrationen online: www.ermes-rhin.eu/FR/documents-et-publications/acces-libre.html

			Limite de quantification par partenaire (µg/L) Bestimmungsgrenze pro Partner (µg/L)					
Code Sandre (FR)	N° CAS CAS-Nummer	Paramètre Parameter	AL	BW	HE	RP	BS	BL
1340	14797-55-8	Nitrat(es)	0,5	0,5	0,01	0,2	0,27	0,1
1339	14797-65-0	Nitrit(es)	0,01	0,01	0,01/0,03	0,02	0,013	0,003
1335	14798-03-9	Ammonium	0,004	0,05	0,006/0,026	0,03	0,013	0,01

Tableau 5.1 : Limites de quantification par partenaire et par paramètre (N.B. : les résultats avec des LQ rehaussées ne sont pas pris en compte)

Tabelle 5.1: Bestimmungsgrenzen pro Partner und Parameter (Anmerkung: Ergebnisse mit erhöhten BG werden nicht berücksichtigt)

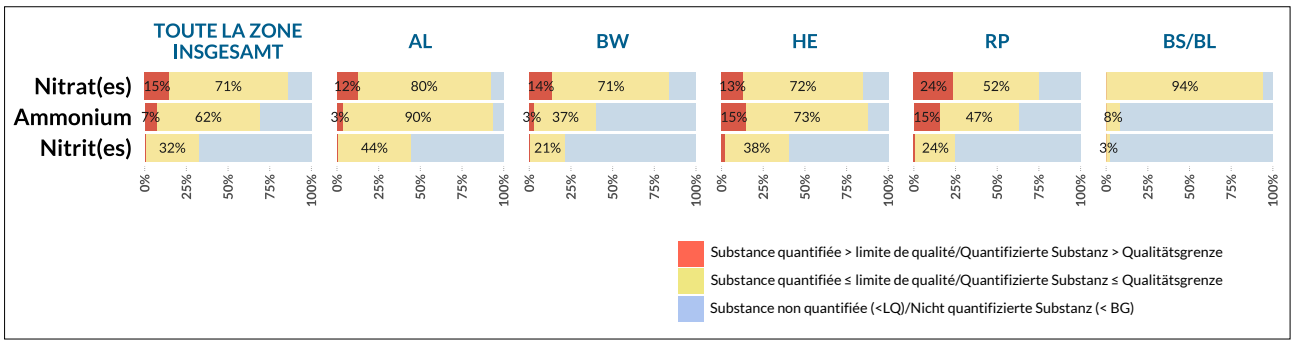


Figure 5.3 : Fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils par région pour les trois paramètres azotés

Abbildung 5.3: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte nach Region für die drei Stickstoffparameter

5.1.4.

Comparaison des résultats Inventaire 2009 / ERMES 2016 / ERMES-ii 2024 - Nitrates

La comparaison des concentrations en nitrates entre 2009, 2016 et 2024 a été effectuée sur une liste de 899 points communs aux trois périodes de projet, avec les limites de quantification propres à chaque partenaire et à chaque campagne de mesures.

La légère amélioration, déjà observée entre 2009 et 2016, se poursuit en 2024 sur l'ensemble des classes de concentrations (**Figure 5.4)**.

La part des points présentant des concentrations supérieures à 50 mg/L affiche une faible diminution de 1 % entre 2016 et 2024. S'agissant des valeurs supérieures à 37,5 mg/L (seuil d'alerte), cette amélioration est plus franche puisque la baisse atteint 3 %. Ainsi, le nombre de points affectés par des fortes concentrations, ainsi que les valeurs maximales, régressent depuis 2009 (**Figure 5.5**).

Ce recul des plus fortes concentrations s'accompagne d'une hausse de 3 % de la part de points de mesure ayant des concentrations "naturelles" (< 10 mg/L) par rapport à 2016.

L'évolution de la médiane, qui passe de 18,7 mg/L en 2016 à 16 mg/L en 2024, confirme la tendance générale à la baisse des concentrations (**Figure 5.6**). La moyenne diminue également de 2 mg/L par rapport à 2016 et de 3,5 mg/L par rapport à 2009, correspondant à la diminution des valeurs élevées à très élevées.

À l'échelle transfrontalière, 333 points de mesure présentent une baisse de concentration d'au moins 5 mg/L entre 2016 et 2024. Les secteurs concernés sont localisés en Alsace, entre Mulhouse et Strasbourg, dans l'extrême sud du Bade-Wurtemberg, autour de Heidelberg et ponctuellement en Hesse et en Rhénanie-Palatinat.

À l'opposé, 173 points affichent une augmentation de concentration de plus de 5 mg/L. En dehors des cantons suisses, toutes les régions sont concernées par ces dégradations de manière ponctuelle.

Malgré une tendance générale de baisse des concentrations, les zones vulnérables en bordure de l'aquifère restent largement impactées par des concentrations élevées (>50 mg/L).

5.1.4.

Vergleich der Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2009 / ERMES 2016 / ERMES-ii 2024 – Nitrat

Der Vergleich der Nitratkonzentrationen zwischen 2009, 2016 und 2024 wurde an den 899 konsistenten Messstellen der drei Projektphasen mit den für jeden Partner und jede Kampagne spezifischen Bestimmungsgrenzen durchgeführt.

Die bereits zwischen 2009 und 2016 beobachtete leichte Verbesserung setzte sich 2024 in allen Konzentrationsklassen fort (**Abbildung 5.4**).

Der Anteil der Messstellen mit Konzentrationen über 50 mg/L ist zwischen 2016 und 2024 um 1 % leicht zurückgegangen. Für die Messstellen mit Konzentrationen über 37,5 mg/L (Warnwert) ist diese Verbesserung deutlicher, sie gingen um 3 % zurück. Somit sind sowohl die Anzahl der von hohen Konzentrationen betroffenen Messstellen als auch die Höchstwerte seit 2009 gesunken (**Abbildung 5.5**).

Dieser Rückgang der höchsten Konzentrationen geht mit einem 3 %-igen Anstieg des Anteils der Messstellen mit "natürlichen" Hintergrundwerten (< 10 mg/L) gegenüber 2016 einher.

Die Entwicklung des Medianwertes, der von 18,7 mg/L im Jahr 2016 auf 16 mg/L im Jahr 2024 sinkt, bestätigt den allgemeinen Trend zu leicht sinkenden Konzentrationen (**Abbildung 5.6**). Der Durchschnittswert sinkt ebenfalls um 2 mg/L gegenüber 2016 und um 3,5 mg/L gegenüber 2009, was den leichten Rückgang der hohen bis sehr hohen Werte widerspiegelt.

Auf grenzüberschreitender Ebene wiesen 333 Messstellen zwischen 2016 und 2024 einen Rückgang der Konzentration um mindestens 5 mg/L auf. Die betreffenden Gebiete befinden sich im Elsass zwischen Mulhouse und Straßburg, im äußersten Süden Baden-Württembergs, um Heidelberg herum und vereinzelt in Hessen und Rheinland-Pfalz.

Im Gegensatz dazu wiesen 173 Messstellen einen Anstieg der Konzentration um mehr als 5 mg/L auf. Mit Ausnahme der Schweizer Kantone sind alle Regionen punktuell von diesen Verschlechterungen betroffen.

Trotz allgemein sinkender Konzentrationen sind die problematischen Gebiete am Rande des Grundwasserleiters weiterhin stark von hohen Konzentrationen (>50 mg/L) betroffen.

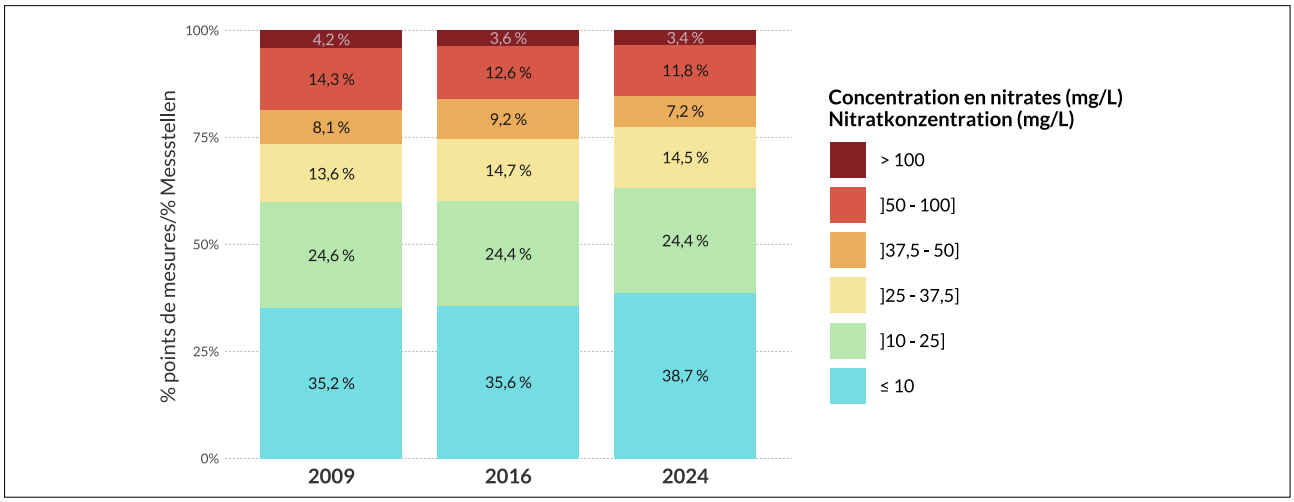


Figure 5.4 : Évolution 2009-2016-2024 des classes de concentration et des fréquences de dépassement des valeurs seuils en nitrates

Abbildung 5.4: Entwicklung 2009-2016-2024 der Konzentrationsklassen und Anteil der Messstellen mit Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes für Nitrat

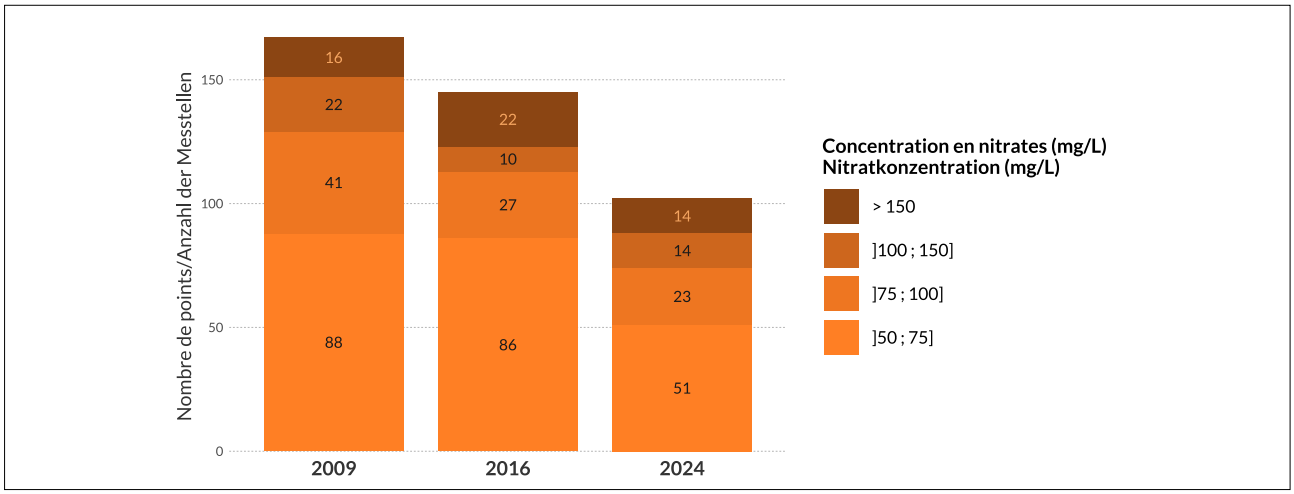


Figure 5.5 : Évolution 2009-2016-2024 des classes de concentration supérieures à 50 mg/L en nitrates par région

Abbildung 5.5: Entwicklung 2009–2016–2024 der Nitratkonzentrationen über 50 mg/L nach Region

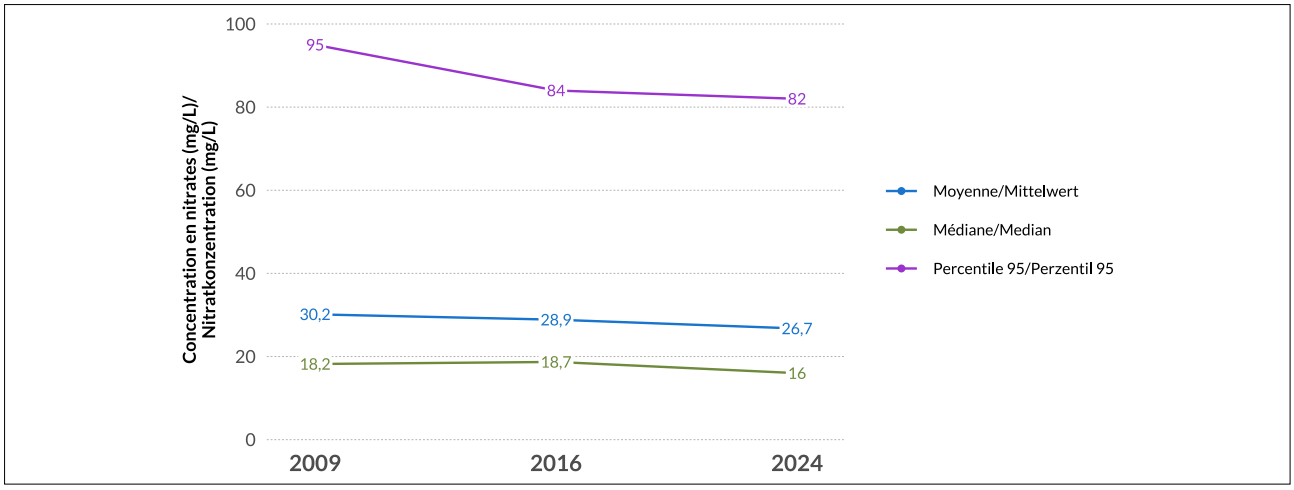


Figure 5.6 : Évolution 2009-2016-2024 de la moyenne, de la médiane et du percentile 95 en nitrates

Abbildung 5.6: Entwicklung 2009-2016-2024 des Durchschnittswertes, des Medianwertes und des 95. Perzentils für Nitrat

5.1.5.

Comparaison des résultats ERMES 2016/ ERMES-ii 2024 - Nitrites et Ammonium

La comparaison des concentrations entre 2016 et 2024 pour les nitrites et l'ammonium a été effectuée à liste de points communs, avec les limites de quantification propres à chaque partenaire et chaque campagne de mesure.

Nitrites

Les nitrites ont été recherchés sur 1 234 points communs aux deux campagnes.

En 2024, les dépassements de la valeur seuil (cinq points) restent du même ordre qu'en 2016 (quatre points).

De plus, les concentrations de 2024 les plus élevées apparaissent supérieures à celles observées en 2016. En effet, la valeur du percentile 90 (la valeur de concentration où 90 % des relevés lui sont inférieurs) a augmenté, passant de 0,034 mg/L à 0,052 mg/L.

[**N.B. :** En raison d'une fréquence de quantification très faible sur les deux campagnes, la comparaison des valeurs de la moyenne et de la médiane n'est pas pertinente.]

Ammonium

L'ammonium a été recherché sur 1 225 points communs aux deux campagnes.

Entre 2016 et 2024, la fréquence de quantification a progressé, en passant de 56,4 % à 68,6 %. De plus, la concentration moyenne a augmenté à l'échelle transfrontalière, passant de 0,135 mg/L à 0,178 mg/L en 2024.

Toutefois, la valeur du percentile 90 est restée du même ordre : elle atteint 0,25 mg/L en 2024, contre 0,24 mg/L en 2016. Le nombre de dépassements de la valeur seuil est resté aussi similaire : 72 en 2016 contre 70 en 2024.

Ainsi, la présence de l'ammonium est plus marquée en 2024 mais les concentrations restent faibles.

5.1.5.

Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016/ ERMES-ii 2024 – Nitrit und Ammonium

Der Vergleich der Konzentrationen von Nitrit und Ammonium zwischen 2016 und 2024 wurde anhand konsistenter Messstellen mit den für jeden Partner und jede Kampagne spezifischen Bestimmungsgrenzen durchgeführt.

Nitrit

Nitrit wurde an 1.234 konsistenten Messstellen der beiden Kampagnen untersucht.

2024 lagen die Überschreitungen des grenzüberschreifenden Schwellenwertes (fünf Messstellen) in derselben Größenordnung wie 2016 (vier Messstellen).

Die höchsten Konzentrationen von 2024 waren höher als die von 2016. Tatsächlich stieg der Wert des 90. Perzentils (der Konzentrationswert, den 90 % der Messwerte unterschreiten) von 0,034 mg/L auf 0,052 mg/L.

[**Anmerkung:** Aufgrund der sehr geringen Bestimmungshäufigkeit in beiden Kampagnen ist der Vergleich der Durchschnitts- und Medianwerte nicht aussagekräftig.]

Ammonium

Ammonium wurde an 1.225 konsistenten Messstellen der beiden Kampagnen untersucht.

Zwischen 2016 und 2024 stieg die Bestimmungshäufigkeit von 56,4 % auf 68,6 %. Darüber hinaus stieg die durchschnittliche Konzentration im Jahr 2024 grenzüberschreitend von 0,135 mg/L auf 0,178 mg/L .

Der Wert des 90. Perzentils blieb jedoch in etwa gleich: Er lag 2024 bei 0,25 mg/L gegenüber 0,24 mg/L im Jahr 2016. Auch die Anzahl der Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwertes blieb ähnlich: 72 Messstellen im Jahr 2016 gegenüber 70 Messstellen im Jahr 2024.

Somit wurde Ammonium 2024 häufiger nachgewiesen, aber die Konzentrationen waren weiterhin gering.

5.1.6.
Focus par région

Alsace

Nitrates

Les nitrates constituent localement une cause importante de la dégradation de la qualité de l'eau pour la nappe d'Alsace.

En 2023, 12,2 % des points de mesure dépassent la limite de potabilité de 50 mg/L. C'est dans les « zones de bordure » à l'image du Piémont vosgien et du Pliocène de Haguenau, que la situation reste problématique, avec des concentrations supérieures à 50 mg/L (**Carte 5.1**).

Des faibles teneurs sont toujours enregistrées au nord de Strasbourg, où la présence de sol réducteur favorise la dénitrification biologique, ainsi que le long du Rhin, où s'infiltrent les eaux de surface peu chargées en nitrates, entraînant un effet de dilution.

Les niveaux de concentration au centre de la plaine d'Alsace restent majoritairement en dessous des seuils d'alerte (37,5 mg/L).

Depuis l'inventaire de 1997, une tendance générale à la baisse des concentrations est observée en Alsace, avec une baisse de la moyenne et de la médiane. La proportion de concentrations faibles (entre 0 et 25 mg/L) s'accroît.

Toutefois, le taux de points dépassant la limite de qualité persiste au-delà de 10 % depuis 1991. Une légère augmentation du taux de dépassements (+1,5 %) est même observée entre 2016 (10,7 %) et 2024 (12,5 %).

Nitrites

Les concentrations en nitrites dans les eaux souterraines alsaciennes ne sont pas préoccupantes. En effet, seul un point de mesure dépasse la limite de qualité de 0,5 mg/L. Les nitrites sont quantifiés sur 56 % des points de mesure à une LQ de 0,01 mg/L.

Ammonium

En 2023, 3,4 % des points présentent une concentration supérieure au seuil de potabilité de 0,5 mg/L, soit 18 points. Les terrasses du Pliocène de Haguenau constituent le secteur présentant les concentrations les plus élevées en raison des propriétés réductrices des sols. En dehors de cette zone, les dépassements de seuils restent très ponctuels. En comparaison de 2016, les concentrations restent stables et sans dessiner de tendance.

5.1.6.
Fokus nach Partnerregion

Elsass

Nitrat

Nitrat ist lokal eine wichtige Ursache für die schlechten Wasserqualität des Grundwassers im Elsass.

Im Jahr 2023 überschritten 12,2 % der Messstellen den Trinkwassergrenzwert von 50 mg/L. Mit Konzentrationen über 50 mg/L ist die Situation in Randgebieten wie dem Vogesenvorland und des Pliozäns der Terrasse von Haguenau nach wie vor problematisch (**Karte 5.1**).

Niedrige Werte wurden weiterhin nördlich von Straßburg gemessen, wo reduzierende Bodenverhältnisse die biologische Denitrifikation begünstigen, sowie entlang des Rheins, wo nitratarmes Oberflächenwasser infiltriert und einen Verdünnungseffekt bewirkt.

Die Konzentrationen in der zentralelsässischen Tiefebene liegen überwiegend unter den Warnwerten (37,5 mg/L).

Seit der Bestandsaufnahme von 1997 ist im Elsass ein allgemeiner Rückgang der Konzentrationen zu beobachten, wobei sowohl der Mittel- als auch der Medianwert gesunken sind. Der Anteil an Messstellen mit niedriger Konzentrationen (0 - 25 mg/L) s.teigt an.

Allerdings liegt der Anteil der Messstelle, die die Qualitätsnorm überschreiten, seit 1991 weiterhin über 10 %. Zwischen 2016 (10,7 %) und 2024 (12,5 %) ist sogar ein leichter Anstieg des Anteils der Überschreitungen (+1,5 %) zu beobachten.

Nitrit

Die Nitritkonzentrationen im elsässischen Grundwasser geben keinen Anlass zur Besorgnis. Tatsächlich überschritt nur eine Messstelle den Grenzwert von 0,5 mg/L. Bei einer Bestimmungsgrenze von 0,01 mg/L wurde an 56 % der Messstellen Nitrit nachgewiesen.

Ammonium

Im Jahr 2023 wiesen 3,4 % der Messstellen Konzentrationen über dem Trinkwassergrenzwert von 0,5 mg/L auf, d. h. 18 Messstellen. Die höchsten Konzentrationen wurden im Bereich des Pliozäns der Terrasse von Haguenau aufgrund der reduzierenden Bodenverhältnisse gemessen. Außerhalb dieses Gebiets bleiben Überschreitungen der Grenzwerte sehr vereinzelt. Im Vergleich zu 2016 bleiben die Konzentrationen stabil und zeigen keinen Trend.

Bade-Wurtemberg

Nitrates

Les nitrates ont été détectés sur 381 (84,3 %) des 452 points de mesure, à des concentrations comprises entre 0,5 mg/L et 162 mg/L. Le seuil d'alerte de 37,5 mg/L a été dépassé sur 105 points de mesure (23,2 %). Parmi ces points, la valeur seuil de 50 mg/L a été dépassée sur 62 points (13,7 %).

Les concentrations supérieures à 50 mg/L se concentrent principalement dans le Markgräfler Land, au sud du Kaiserstuhl, à la limite nord du Kaiserstuhl, au nord-ouest de Lahr et au nord d'Ettlingen, en passant par Hockenheim/Walldorf jusqu'à Mannheim.

Des concentrations en nitrates supérieures à 100 mg/L ont été constatées sur cinq points de mesure. Deux de ces points se trouvent à Neuried dans l'Ortenaukreis, les trois autres dans la zone située entre Bad Schönborn et Hockenheim. Les bassins versants des points de mesure dépassant la valeur seuil transfrontalière comprennent principalement des surfaces agricoles utiles. Dans ces cas, la pollution due aux nitrates s'explique principalement par l'emploi massif d'engrais minéraux azotés dans l'agriculture et l'horticulture (commerciale ou non). Ces engrais sont également utilisés pour certaines cultures spécifiques comme les asperges et d'autres fruits et légumes. Quelques points de mesure subissent l'influence des eaux usées non traitées, provenant vraisemblablement d'un défaut d'étanchéité des canalisations.

Sur 272 points de mesure répartis sur l'ensemble du site (60,2 %), des concentrations inférieures à 25 mg/L ont été relevées, et sur 180 points (39,8 %), des concentrations inférieures à 10 mg/L ont été mesurées. Sur ces points de mesure, des conditions réductrices favorisant la dégradation des nitrates par dénitrification ont été observées, ce qui explique les faibles concentrations de nitrates. Des processus de dénitrification ont été identifiés sur 53,3 % des points de mesure où les concentrations étaient inférieures à 25 mg/L.

Par rapport aux analyses de 2016, le nombre de résultats quantifiés a légèrement diminué (393 points de mesure contre 381). Les dépassements du seuil d'alerte ont légèrement diminué, passant de 121 points de mesure à 105, et les dépassements de la valeur seuil de 74 points de mesure à 62.

Nitrites

Les nitrites ont été détectés sur 98 (21,7 %) des 452 points de mesure. Avec une limite de quantification de 0,01 mg/L, les concentrations se situaient entre 0,01 mg/L et 0,56 mg/L. La valeur seuil de 0,5 mg/L a été dépassée sur un point de mesure avec une concentration maximale de 0,56 mg/L. Le nombre de points de mesure où les nitrites ont été détectés a légèrement augmenté depuis les analyses de 2016 (+20 %). La concentration maximale et le nombre de dépassements de la valeur seuil ont également augmenté. En 2023, le profil de détection des nitrites dans les stations de mesure

Baden-Württemberg

Nitrat

Nitrat wurde an 381 (84,3 %) der 452 untersuchten Messstellen in Konzentrationen von 0,5 mg/L bis 162 mg/L nachgewiesen. Der Warnwert von 37,5 mg/L wurde an 105 Messstellen (23,2 %) überschritten. Von diesen Messstellen wurde der Grenzwert von 50 mg/L an 62 Messstellen (13,7 %) überschritten.

Die Belastungsschwerpunkte von Konzentrationen über 50 mg/L lagen 2023 im Markgräfler Land südlich des Kaiserstuhls, am nördlichen Kaiserstuhlrand, nordwestlich von Lahr und nördlich von Ettlingen über Hockenheim/Walldorf bis nach Mannheim.

An fünf Messstellen wurden Nitrat-Konzentrationen von über 100 mg/L gemessen. Zwei dieser Messstellen befinden sich im Neuried im Ortenaukreis, die restlichen drei Messstellen in dem Bereich zwischen Bad Schönborn und Hockenheim. Die Einzugsgebiete der grenzwertüberschreitenden Messstellen umfassen überwiegend landwirtschaftliche Nutzflächen. In diesen Fällen lassen sich die Nitrat-Belastungen hauptsächlich auf den flächenhaften Einsatz mineralischer Nitratdünger im Ackerbau, gewerblichem und vereinsmäßigem Gartenbau und auf Flächen mit Sonderkulturen wie Spargel sowie anderem Obst und Gemüse zurückführen. An wenigen Messstellen liegt eine Beeinflussung durch ungereinigtes Abwasser aus vermutlich undichten Abwasserleitungen vor.

An 272 über das gesamte Projektgebiet verteilten Messstellen (60,2 %) wurden Konzentrationen unter 25 mg/L, an 180 Messstellen (39,8 %) wurden Konzentrationen unter 10 mg/L gemessen. An diesen Messstellen konnten überwiegend reduzierende Bedingungen festgestellt werden, die den Nitratabbau durch Denitrifikation begünstigen und die niedrigen Nitratkonzentrationen erklären. An 53,3 % der Messstellen unter 25 mg/L wurden Denitrifikationsprozesse nachgewiesen.

Verglichen mit den Untersuchungen 2016 hat sich die Anzahl der positiven Nachweise von 393 Messstellen auf 381 Messstellen leicht reduziert. Die Warnwertüberschreitungen verringerten sich etwas von 121 Messstellen auf 105 Messstellen, die Grenzwertüberschreitungen von 74 Messstellen auf 62 Messstellen.

Nitrit

An 98 (21,7 %) der 452 beprobten Messstellen wurde Nitrit nachgewiesen. Bei einer Bestimmungsgrenze von 0,01 mg/L lagen die gemessenen Konzentrationen zwischen 0,01 mg/L und 0,56 mg/L. Der Grenzwert von 0,5 mg/L wurde an einer Messstelle mit der gemessenen Maximalkonzentration von 0,56 mg/L überschritten. Die Menge an Messstellen, an denen Nitrit nachgewiesen wurde, hat sich seit den Untersuchungen 2016 (20 %) leicht erhöht. Auch die maximal gemessene Konzentration und die Anzahl an Grenzwer-

ressemble à celui de 2016. Les quantifications de nitrites se trouvent principalement dans l'Ortenau, la plaine de Kinzig-Murg, entre Karlsruhe et Heidelberg, et dans les méandres comblés du Rhin. Sur 62,2 % de ces points de mesure, des conditions favorables à la dénitrification ont été constatées. Dans ces eaux pauvres en oxygène, les nitrates peuvent être réduits microbiologiquement en azote gazeux via les nitrites. Les autres points de mesure présentant des quantifications de nitrites se situent sur des bassins versants urbains et industriels. De plus, les sites contaminés et les décharges peuvent également expliquer la présence de nitrites.

Ammonium

Sur les 439 points de mesure analysés, l'ammonium a été détecté sur 177 points (40,3 %). Sur 118 points de mesure, des concentrations comprises entre 0,02 mg/L et 3,23 mg/L ont été relevées. Sur 13 points de mesure (3,0 %), la valeur seuil de 0,5 mg/L a été dépassée.

En 2016, la fréquence des dépassements était de 3,2 %. Pour la plupart des points de mesure affichant des concentrations supérieures à 0,5 mg/L au cours de 2023, ce dépassement de la valeur seuil avait déjà été relevé en 2016. Dans l'ensemble, le nombre de quantifications a légèrement augmenté depuis 2016, tandis que la concentration maximale et le nombre de dépassements de la valeur seuil ont légèrement diminué. Les zones où les quantifications d'ammonium sont les plus fréquentes se trouvent principalement dans l'Ortenau et le bassin de la Kinzig-Murg, entre Offenbourg et Karlsruhe et au nord de Mannheim, des régions aux conditions réductrices où les eaux souterraines sont pauvres en oxygène. Outre la pollution géogène par l'ammonium provenant des sols marécageux de ces régions, la réduction microbienne des engrais azotés utilisés dans l'agriculture et l'horticulture y entraîne des concentrations d'ammonium plus élevées. Plusieurs causes peuvent expliquer ces concentrations inhabituelles : les pollutions anthropiques locales (anciennes décharges), les fuites de canalisations des installations d'évacuation d'eaux usées situées dans certaines fermes, dans des zones résidentielles ou industrielles. À proximité de certains points de mesure présentant des concentrations élevées d'ammonium (Offenbourg, Rastatt, Waghäusel et Mannheim), l'EDTA, le potassium et les édulcorants ont également été détectés en concentrations élevées. Celles-ci indiquent des rejets provenant des eaux usées.

tüberschreitungen ist gestiegen. Es zeigt sich 2023 ein ähnliches Nachweismuster der Nitrit-Messstellen wie in 2016. Positive Nitrit-Nachweise finden sich hauptsächlich in Gebieten wie in der Ortenau, in der Kinzig-Murg-Niederung, zwischen Karlsruhe und Heidelberg und in den verlandeten Flussschlingen am Rhein. An 62,2 % dieser Messstellen wurden Bedingungen festgestellt, welche Denitrifikationsprozesse begünstigen. In diesen sauerstoffarmen Grundwassern kann Nitrat mikrobiologisch über Nitrit zu gasförmigem Stickstoff reduziert werden. Die restlichen Messstellen mit positiven Nitritbefunden liegen in Einzugsgebieten von Siedlung und Industrie. Darüber hinaus können Altlasten und Deponien Nitrit eintragen.

Ammonium

Von den 439 beprobten Messstellen konnte an 177 Messstellen (40,3 %) Ammonium nachgewiesen werden. An 118 Messstellen wurden Konzentrationen von 0,02 mg/L bis 3,23 mg/L gemessen. An 13 Messstellen (3,0 %) wurde der Grenzwert von 0,5 mg/L überschritten.

2016 lag die Häufigkeit der Überschreitung bei 3,2 %. Für die meisten Messstellen mit Konzentrationen über 0,5 mg/L im Untersuchungsjahr 2023, wurde diese Grenzwert-Überschreitung bereits in der Untersuchung 2016 festgestellt. Insgesamt ist die Anzahl positiver Nachweise seit 2016 leicht gestiegen, die maximale Konzentration und die Anzahl der Grenzwertüberschreitungen haben sich dagegen leicht verringert. Bereiche dichterer Positivbefunde von Ammonium finden sich meist in Gebieten mit sauerstoffarmen Grundwasserverhältnissen mit reduzierenden Bedingungen in der Ortenau und Kinzig-Murg-Rinne, zwischen Offenburg bis Karlsruhe und bis nördlich von Mannheim. Neben einer geogenen Ammoniumbelastung aus den dort anmoorigen Böden, führt in diesen Bereichen die mikrobielle Reduktion des Nitratdüngers aus dem Acker- und Gartenbau zu höheren Ammonium-Konzentrationen. Mögliche Ursachen für die auffälligen Konzentrationen stellen lokale anthropogene Belastungen, wie Altablagerungen, undichte Leitungen von Abwasseranlagen bei landwirtschaftlichen Einzelgehöften sowie in Siedlungen und Industriegebieten dar. In der Umgebung einiger Messstellen mit hohen Ammonium-Konzentrationen, z.B. in Offenburg, Rastatt, Waghäusel und Mannheim, wurden gleichzeitig Stoffe wie EDTA, Kalium und Süßstoffe in hohen Konzentrationen nachgewiesen. Diese weisen auf Einträge durch Abwasser hin.

Hesse

Nitrates

Dans les eaux souterraines du fossé rhénan supérieur en Hesse, 209 stations de mesure ont été analysées pour déterminer leur teneur en nitrates. Dans 27 stations (12,9 %), les concentrations mesurées dépassaient la valeur seuil transfrontalière de 50 mg/L. La valeur d'alerte de 37,5 mg/L a été dépassée pour 14 stations (6,7 %). La concentration maximale mesurée pour les nitrates dans les eaux souterraines est de 270 mg/L. On trouve des concentrations élevées de nitrates dans les eaux souterraines notamment dans les régions viticoles de Bergstraße et du Rheingau ainsi que dans les régions de Rüsselsheim et de Groß-Gerau, où la culture de produits commerciaux (par exemple les asperges) est répandue sur des sols fortement sableux.

Dans ERMES 2016, la valeur seuil transfrontalière de 50 mg/L a été dépassée pour 45 (18 %) des 249 stations de mesure des eaux souterraines. La concentration maximale était de 210 mg/L.

Sur les 209 points de mesure étudiés en Hesse, 151 (72,2 %) ont montré des concentrations de nitrates inférieures à 25 mg/L, dont 110 (52,6 %) inférieures à 10 mg/L. Ces faibles concentrations de nitrates se trouvent principalement dans la zone des anciens bras du Rhin et dans celle des anciens méandres du Neckar. Dans ces zones, la présence de substances organiques favorise des conditions fortement réductrices dans l'aquifère. Malgré une exploitation agricole intensive, par exemple dans la région de Gernsheim et de Lorsch, les concentrations de nitrates sont faibles en raison de leur dégradation par dénitrification. Dans ces cas, on mesure généralement des concentrations élevées d'ammonium et de nitrites, mais aussi de fer et de manganèse.

Nitrites

Dans les eaux souterraines du fossé rhénan supérieur en Hesse, 211 stations de mesure ont été analysées pour détecter la présence de nitrites. 85 stations (40,3 %) ont donné des résultats quantifiés et quatre stations (1,9 %) ont dépassé la valeur seuil transfrontalière de 0,5 mg/L. La concentration maximale mesurée pour l'ammonium dans les eaux souterraines est de 2,5 mg/L. Dans ERMES 2016, la valeur seuil transfrontalière de 0,5 mg/L a été dépassée dans quatre (1,6 %) des 247 stations de mesure des eaux souterraines. La concentration maximale était de 1,4 mg/L. Tout comme l'ammonium, les concentrations élevées de nitrites dans les eaux souterraines sont liées à des conditions de dénitrification dans l'aquifère.

Ammonium

La teneur en ammonium a été mesurée sur 211 stations de mesure des eaux souterraines du fossé rhénan supérieur en Hesse. Pour 31 stations (14,7 %), les concentrations mesurées dépassent la valeur seuil transfrontalière de 0,5 mg/L.

Hessen

Nitrat

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 209 Messstellen auf Nitrat untersucht. An 27 Messstellen (12,9 %) überschritten die gemessenen Konzentrationen den grenzüberschreitenden Schwellenwert von 50 mg/L. Der Warnwert von 37,5 mg/L wurde an 14 Messstellen (6,7 %) überschritten. Die maximal gemessene Konzentration für Nitrat im Grundwasser betrug 270 mg/L. Hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser finden sich insbesondere in den Weinanbaugebieten Bergstraße und Rheingau sowie in den Bereichen Rüsselsheim und Groß-Gerau, wo ein Anbau von Marktfrüchten (z.B. Spargel) auf stark sandhaltigen Böden verbreitet ist.

In ERMES 2016 wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert von 50 mg/L an 45 (18 %) der 249 Grundwassermessstellen überschritten. Die Maximalkonzentration lag bei 210 mg/L.

An 151 der 209 untersuchten Messstellen (72,2 %) im hessischen Oberrheingraben wurden Nitratkonzentrationen unter 25 mg/L und an 110 Messstellen (52,6 %) sogar unter 10 mg/L gemessen. Diese niedrigen Nitratkonzentrationen finden sich vor allem im Bereich der Altrheinarme sowie im Bereich der ehemaligen Neckarmäander. In diesen Bereichen gibt es organische Substanzen, die stark reduzierende Verhältnisse im Grundwasserleiter begünstigen. Trotz intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, z. B. in der Region um Gernsheim und Lorsch, sind die Nitratkonzentrationen aufgrund des Nitratabbaus durch Denitrifikation gering. In diesen Fällen sind meist erhöhte Ammonium- und Nitritkonzentrationen, aber auch Eisen- und Mangankonzentrationen messbar.

Nitrit

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 211 Messstellen auf Nitrit untersucht. 85 Messstellen (40,3 %) zeigten Positivbefunde und an vier Messstellen (1,9 %) überschritten die gemessenen Konzentrationen den grenzüberschreitenden Schwellenwert von 0,5 mg/L. Die maximal gemessene Konzentration für Ammonium im Grundwasser betrug 2,5 mg/L. In ERMES 2016 wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,5 mg/L an vier (1,6 %) von 247 Grundwassermessstellen überschritten. Die Maximalkonzentration lag bei 1,4 mg/L. Erhöhte Nitritkonzentrationen im Grundwasser sind ebenso wie Ammonium kausal mit denitrifizierenden Verhältnissen im Grundwasserleiter verbunden.

Ammonium

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 211 Messstellen auf Ammonium untersucht. An 31 Messstellen (14,7 %) überschritten die gemessenen Konzentrationen den grenzüberschreitenden Schwellenwert von 0,5 mg/L.

La concentration maximale d'ammonium mesurée dans les eaux souterraines est de 3,9 mg/L. Dans ERMES 2016, la valeur seuil transfrontalière de 0,5 mg/L avait été dépassée pour 48 (19,2 %) des 250 stations de mesure des eaux souterraines. La concentration maximale était également de 3,9 mg/L. Dans l'ensemble, le nombre de stations de mesure dépassant la valeur seuil transfrontalière a donc légèrement diminué.

Des résultats positifs pour l'ammonium sont principalement observés à proximité du Rhin et dans la zone des dépôts du Neckar. Dans ces régions, la matière organique facilement disponible et les conditions anaérobies dans le sol et les eaux souterraines favorisent les conditions réductrices dans les eaux souterraines. Cela favorise à son tour la transformation du nitrate introduit en ammonium par l'activité microbienne.

Rhénanie-Palatinat

Nitrates

Au cours de la période du projet, 272 stations de mesure ont été analysées en Rhénanie-Palatinat pour détecter la présence de nitrates. La norme de qualité de 50 mg/L pour le paramètre nitrates dans les eaux souterraines a été dépassée dans une station de mesure sur quatre. Les stations de mesure concernées sont réparties sur l'ensemble du territoire de la Rhénanie-Palatinat. Le fait que 25,0 % des stations de mesure en Rhénanie-Palatinat soient concernées par des dépassements de la norme de qualité européenne, contre 14,5 % dans l'ensemble du territoire, s'explique par l'exploitation agricole très intensive des sols (en particulier la culture maraîchère et l'arboriculture) associée à une recharge relativement faible des eaux souterraines. Cette situation particulière se traduit également par le fait que 14,7 % des stations de mesure dépassent même 100 mg/L et atteignent un maximum de 374 mg/L. En revanche, 59,6 % des stations de mesure étudiées présentent des teneurs en nitrates inférieures à 10 mg/L, et même 54,0 % sont inférieures à 2 mg/L. Ces faibles teneurs en nitrates dans les zones agricoles sont dues aux processus naturels de dégradation des nitrates dans l'aquifère.

Les milieux aquifères réducteurs nécessaires à cet effet se trouvent notamment dans la zone de la terrasse basse, les cônes alluviaux du Speyerbach et du Rehbach ainsi que dans la région du Bienwald. La distribution bimodale des concentrations en nitrates observée est typique des eaux souterraines proches de la surface dans la région rhénano-palatine du fossé rhénan supérieur : si la valeur naturelle de fond pour les nitrates, qui est d'environ 10 mg/L, est dépassée à un point de mesure, il est très probable que la norme de qualité soit également dépassée. Seuls 7,4 % des points de mesure se situent dans la fourchette de concentration de 25 à 50 mg/L de nitrates.

Die maximal gemessene Konzentration für Ammonium im Grundwasser betrug 3,9 mg/L. In ERMES 2016 wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,5 mg/L an 48 (19,2 %) von 250 Grundwassermessstellen überschritten. Die Maximalkonzentration lag ebenfalls bei 3,9 mg/L. Insgesamt ist die Anzahl der Messstellen mit Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes somit leicht zurückgegangen.

Positivbefunde von Ammonium finden sich vor allem in Rheinnähe und im Bereich der Neckarablagerungen. In diesen Gebieten begünstigen leicht verfügbares organisches Material und anaerobe Bedingungen in Boden und Grundwasser reduzierende Verhältnisse im Grundwasser. Dies wiederum begünstigt die Umsetzung des eingetragenen Nitrats zu Ammonium durch mikrobielle Aktivitäten.

Rheinland-Pfalz

Nitrat

Im Projektzeitraum wurden in Rheinland-Pfalz 272 Messstellen auf Nitrat untersucht. An jeder vierten Messstelle wurde die Qualitätsnorm von 50 mg/L für den Parameter Nitrat im Grundwasser überschritten. Die entsprechenden Messstellen verteilen sich auf das gesamte rheinland-pfälzische Teilgebiet. Dass mit 25,0 % in Rheinland-Pfalz im Vergleich mit 14,5 % im Gesamtgebiet deutlich mehr Messstellen von Überschreitungen der europaweit geltenden Qualitätsnorm betroffen sind, erklärt sich mit der sehr intensiven landwirtschaftlichen Bodennutzung (insbesondere Gemüse- und Obstanbau) in Verbindung mit einer nur relativ geringen Grundwasserneubildung. Diese besondere Belastungssituation zeigt sich auch darin, dass bei 14,7 % der Messstellen sogar 100 mg/L überschritten und in der Spitze 374 mg/L erreicht werden. Demgegenüber weisen 59,6 % der untersuchten Messstellen Nitratwerte unter 10 mg/L, 54,0 % sogar unter 2 mg/L auf. Diese niedrigen Nitratwerte unter landwirtschaftlicher Nutzung sind auf natürliche Nitratabbauprozesse im Grundwasserleiter zurückzuführen.

Die dazu erforderlichen reduzierenden Grundwassermilieus finden sich insbesondere im Bereich der Niederterrasse, der Schwemmfächer von Speyerbach und Rehbach sowie im Gebiet des Bienwaldes. Die anzutreffende bimodale Verteilung der Nitratkonzentrationen ist typisch für das oberflächennahe Grundwasser im rheinland-pfälzischen Gebiet des Oberrheingrabens: Wird an einer Messstelle der natürliche Hintergrundwert für Nitrat von rund 10 mg/L überschritten, so liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit zugleich auch eine Qualitätsnormüberschreitung vor. Nur 7,4 % der Messstellen finden sich im Konzentrationsbereich von 25 bis 50 mg/L Nitrat.

Nitrites

Avec une valeur seuil de 0,5 mg/L, le paramètre nitrite ne joue aucun rôle dans les eaux souterraines proches de la surface de la partie rhénano-palatine : la valeur seuil n'est dépassée que dans deux des 272 stations de mesure analysées.

Le nitrite n'apparaît que dans les zones de la partie rhénano-palatine où les eaux souterraines sont soumises à de faibles conditions réductrices. Une dégradation complète du nitrate en azote (N_2) n'est pas possible ici. Des conditions réductrices conduisant à une accumulation du produit intermédiaire nitrite dans les eaux souterraines sont présentes dans la région de Ludwigshafen/Frankenthal et dans le sud du Palatinat antérieur.

Ammonium

L'ammonium a été analysé dans 272 stations de mesure situées dans la partie rhénano-palatine du bassin. Parmi celles-ci, 15,4 % présentent un dépassement de la valeur seuil transfrontalière fixée pour l'ammonium à 0,5 mg/L. Ces dépassements sont étroitement liés à l'utilisation d'engrais azotés dans l'exploitation agricole des sols et à l'apparition de conditions réductrices dans les eaux souterraines, qui entravent la dégradation de l'ammonium.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

Nitrates

Sur plus de 40 % des points de mesure du canton de Bâle-Campagne, la teneur en nitrates des eaux souterraines est inférieure à 25 mg/L. Dans les autres stations, elle se situe entre 25 et 32 mg/L. La zone étudiée se situe dans une zone urbaine dénuée d'agriculture. On ne relève aucun rejet de nitrates par les affluents périphériques. Les nitrates proviennent donc de la zone urbanisée. Ils arrivent probablement dans les eaux souterraines par suite de la fertilisation des jardins ou en raison de fuites dans les canalisations, via la transformation de l'ammonium en nitrites. L'omniprésence de l'acésulfame (édulcorant artificiel) confirme également que les canalisations sont à l'origine des rejets d'azote. Celui-ci ne peut provenir que de l'infiltration causée par des canalisations défaillantes car dans la région il n'y a ni station d'épuration ni enrichissement des eaux souterraines par les eaux de surface.

Sur un point, il n'a pas été trouvé de nitrates. Cela s'explique par des conditions réductrices. Sur ce point de mesure, il n'y avait pratiquement pas d'oxygène et du manganèse a été détecté.

À Bâle-Ville, aucun point de mesure n'affiche une teneur en nitrates supérieure à 25 mg/L dans les eaux souterraines. Les valeurs se situent toutes entre 0,06 et 6,8 mg/L. Cela s'explique probablement par le fait que la région est majoritairement urbaine.

Nitrit

Der Parameter Nitrit spielt bei einem Schwellenwert von 0,5 mg/L keine Rolle im oberflächennahen Grundwasser des rheinland-pfälzischen Teilgebietes: Nur an zwei von 272 untersuchten Messstellen wird der Schwellenwert überschritten.

Nitrit tritt nur in Bereichen des rheinland-pfälzischen Teilgebiets auf, in denen im Grundwasser schwach reduzierende Bedingungen herrschen. Ein vollständiger Abbau des Nitrats zu Stickstoff (N_2) ist hier nicht möglich. Redoxbedingungen, die zu einer Akkumulation des Zwischenprodukts Nitrit im Grundwasser führen, liegen im Raum Ludwigshafen/Frankenthal und der südlichen Vorderpfalz vor.

Ammonium

Ammonium wurde an 272 Messstellen im rheinland-pfälzischen Teilgebiet untersucht. Davon weisen 15,4 % eine Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes für Ammonium in Höhe von 0,5 mg/L auf. Diese Überschreitungen stehen in engem Zusammenhang mit der Anwendung von Stickstoffdüngern bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung und dem Auftreten von reduzierenden Bedingungen im Grundwasser, die dazu führen, dass der Ammonium-Abbau gehemmt wird.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

Nitrat

Bei gut 40 % der untersuchten Messstellen im Kanton Basel-Landschaft lag der Nitratgehalt im Grundwasser unter 25 mg/L. Bei den übrigen Messstellen lag er zwischen 25 und 32 mg/L. Das Untersuchungsgebiet lag im urbanen städtischen Bereich ohne Landwirtschaft. Es findet kein Eintrag des Nitrates über die randlichen Zuflüsse statt. Das Nitrat stammt daher aus dem Siedlungsgebiet selbst. Vermutlich wird das Nitrat über die Düngung von Gärten oder aus lecken Kanalisationen über die Umwandlung von Ammonium über Nitrit ins Grundwasser eingetragen. Für einen Eintrag des Stickstoffes aus den Kanalisationen spricht auch, dass im gesamten Gebiet Acesulfam (künstlicher Süßstoff) gefunden wurde. Dieses kann ausschließlich über die Versickerung aus lecken Kanalisationen stammen, da es keine Grundwasseranreicherung über Oberflächengewässer und auch keine Kläranlage im Gebiet gibt.

An einer Stelle wurde kein Nitrat gefunden. Dies ist auf reduzierende Verhältnisse zurückzuführen. Bei dieser Messstelle war kaum Sauerstoff vorhanden und es konnte Mangan nachgewiesen werden.

In Basel-Stadt wurde an keiner der Messtellen der Nitratgehalt im Grundwasser von 25 mg/L überschritten. Die Werte lagen alle zwischen 0,06 und 6,8 mg/L. Das dürfte daran liegen, dass das Gebiet von BS großmehrheitlich städtisch geprägt ist.

Nitrites

Avec une limite de quantification de 0,003 mg/L, les nitrites n'ont été détectés sur aucun site de mesure. Dans les eaux souterraines oxygénées, les nitrites se transforment rapidement en nitrates. Il n'est donc pas surprenant qu'ils ne soient pas détectables.

Les nitrites n'ont été détectés que sur un seul point de mesure à Bâle-Ville avec une concentration légèrement supérieure à la limite de quantification fixée à 0,004 mg/L.

Ammonium

Avec une limite de quantification de 0,01 mg/L, l'ammonium n'a été détecté que sur un seul point de mesure. L'ammonium est rarement présent dans les eaux souterraines oxygénées des roches meubles car il se transforme rapidement en nitrites et en nitrates. Même si l'ammonium n'est pas détecté, il peut néanmoins s'infiltrer dans les eaux souterraines par le biais de canalisations qui fuient, en particulier dans les zones urbaines. Cette transformation est corroborée par le fait que, sur la zone étudiée, le nitrate présent dans les eaux souterraines a tendance à augmenter dans le sens de l'écoulement.

Le point de mesure où de l'ammonium a été détecté ne présente ni nitrites ni nitrates. Il doit donc y régner des conditions réductrices. La teneur élevée en COD (plus de 6 mg/L) et la faible teneur en sulfates par rapport aux autres points de mesure le confirment.

À Bâle-Ville, de très faibles concentrations d'ammonium (LQ de 0,013 mg/L) ont été détectées sur deux points de mesure.

Nitrit

Nitrit wurde bei einer Bestimmungsgrenze von 0,003 mg/L in keiner Messstelle nachgewiesen. In sauerstoffhaltigem Grundwasser wird Nitrit rasch in Nitrat umgebaut. Es erstaunt deshalb nicht, dass es im Untersuchungsgebiet nicht nachweisbar ist.

In Basel-Stadt wurde Nitrit bei einer Bestimmungsgrenze von 0,004 mg/L nur an einer einzigen Messtelle knapp über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

Ammonium

Bei einer BG von 0,01 mg/L wurde Ammonium lediglich in einer Messstelle nachgewiesen. Im sauerstoffhaltigen Grundwasser im Lockergestein wird selten Ammonium angetroffen, da es rasch in Nitrit und Nitrat umgewandelt wird. Auch wenn kein Ammonium nachgewiesen wird, kann es also trotzdem gerade in städtischen Gebieten über lecke Kanalisationen ins Grundwasser gelangen. Für diese Umwandlung spricht, dass es im Untersuchungsgebiet in Fließrichtung tendenziell zu einer Zunahme von Nitrat im Grundwasser kommt.

Die Messtelle mit einem Nachweis von Ammonium weist kein Nitrit und Nitrat auf. Es müssen dort daher reduzierende Verhältnisse herrschen. Der hohe DOC-Gehalt von über 6 mg/L und der gegenüber den anderen Messstellen tiefe Sulfatgehalt spricht dafür.

In Basel-Stadt wurde Ammonium bei einer BG von 0,013 mg/L an zwei Messstellen in sehr niedrigen Konzentrationen nachgewiesen.

5.2.

Pesticides – Substances actives et métabolites

Les pesticides engendrent une pollution diffuse et chronique sur l'ensemble de la nappe rhénane. Des concentrations supérieures aux valeurs seuils transfrontalières ont été relevées sur 50 % des points de mesure. Les métabolites d'herbicides (S-métolachlore, chloridazone, atrazine) et de fongicides (tolylfluanide, chlorothalonil), pour la plupart interdits au moment des mesures, constituent les principaux contaminants.

Depuis 2016, une légère amélioration est observée, mais la forte présence des pesticides continue de détériorer durablement la qualité des eaux souterraines rhénanes.

5.2.1.

Généralités

Caractéristiques générales

Le terme de « pesticide » recouvre des matières actives utilisées pour lutter contre des organismes vivants considérés comme nuisibles, comme par exemple les herbicides contre les végétaux adventices, les fongicides contre les champignons, les insecticides, les nématicides ou les molluscicides.

Les pesticides sont classés en deux groupes suivant leurs usages et les acteurs impliqués :

- **produits phytosanitaires : leur usage est principalement réservé à l'agriculture intensive ou conventionnelle.** D'autres acteurs, tels que les collectivités, entreprises privées et les particuliers sont ou ont été responsables de leur utilisation dans de multiples contextes, tels que l'entretien des voies ferrées et des lieux publics, la gestion des terrains de sport, le jardinage et le fleurissement. Ces usages ont fortement régressé ces dernières années du fait des restrictions réglementaires ;
- **biocides : ils sont majoritairement utilisés dans un cadre domestique ou industriel** : bombes insecticides, antiparasitaires, traitement du bois, traitement des façades de bâtiments, adjuvants de peinture, produits zoosanitaires utilisés en élevage.

Les pesticides contiennent au moins une substance dite « active ». Celles-ci sont en majorité des substances chimiques de synthèse. Certaines peuvent être d'origine minérale (sulfate de cuivre) ou naturelle (micro-organismes).

Ventes et autorisations

Le marché mondial des pesticides est dominé par quatre industries agrochimiques : BASF, Bayer, Syngenta et Corteva.

La France et l'Allemagne figurent parmi les plus gros utilisateurs de l'Union Européenne, en termes de volume.

5.2.

Pflanzenschutzmittel - Wirkstoffe und Metaboliten

Pflanzenschutzmittel verursachen eine diffuse und dauerhafte Verschmutzung des gesamten Grundwassers im Oberrheingraben. An 50 % der Messstellen wurden Konzentrationen über den grenzüberschreitenden Schwellenwerten nachgewiesen. Die Hauptverunreinigungen sind Metaboliten von Herbiziden (S-Metolachlor, Chloridazon, Atrazin) und Fungiziden (Tolylfluanid, Chlorthalonil), die zum Zeitpunkt der Messungen größtenteils verboten waren.

Seit 2016 ist eine leichte Verbesserung zu beobachten, aber die hohe Belastung mit Pflanzenschutzmitteln beeinträchtigt weiterhin nachhaltig die Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben.

5.2.1.

Einleitung

Allgemeine Merkmale

Der Begriff Pflanzenschutzmittel (PSM) umfasst Wirkstoffe, die zur Bekämpfung von als schädlich betrachteten Organismen eingesetzt werden. Beispiele hierfür sind Herbizide gegen Unkraut, Fungizide gegen Pilze, Insektizide, Nematizide und Molluskizide.

Pflanzenschutzmittel werden nach ihrem Verwendungszweck und den beteiligten Akteuren in zwei Gruppen unterteilt:

- **Unkrautbekämpfungsmittel werden hauptsächlich in der intensiven oder konventionellen Landwirtschaft eingesetzt.** Auch von anderen Akteuren wie Kommunen, Privatunternehmen und Privatpersonen werden oder wurden sie in verschiedenen Bereichen wie z.B. der Instandhaltung von Bahnstrecken, öffentlichen Plätzen, Sportplätzen oder Pflege von Grünanlagen verwendet. Diese Nutzungen sind in den letzten Jahren aufgrund gesetzlicher Auflagen stark zurückgegangen.
- **Schädlingsbekämpfungsmittel kommen hauptsächlich im privaten und industriellen Bereich zum Einsatz**. Beispiele hierfür sind Insektizide, Antiparasitika, Holzbehandlung, Fassadenbehandlung, Farbzusätze und Tierarzneimittel in der Tierhaltung.

Pflanzenschutzmittel enthalten mindestens einen Wirkstoff. Dabei handelt es sich in den meisten Fällen um synthetische Chemikalien, mitunter auch um Substanzen mineralischen (Kupfersulfat) oder natürlichen Ursprungs (Mikroorganismen).

Absatz und Zulassungen

Die führenden Hersteller von Pflanzenschutzmitteln auf dem Weltmarkt sind die vier Agrarchemieunternehmen BASF, Bayer, Syngenta und Corteva.

En 2023, la France occupait le premier rang en Europe, avec plus de 65 000 tonnes vendues sur le territoire (**Tableau 5.2**) (FAO, 2025).

À l'échelle européenne, c'est en moyenne 2,67 kg de pesticides par hectare de terre cultivée qui sont épandus annuellement.

Quantitativement, les herbicides sont les plus utilisés. Viennent ensuite les fongicides. Ils sont principalement appliqués sur des systèmes de production intensifs (grandes cultures, viticulture, arboriculture et horticulture).

Dans l'UE, la mise sur le marché des substances actives est régulée par l'EFSA (autorité européenne de sécurité des aliments), sur la base du règlement CE/1107/2009.

Ensuite, chaque État membre valide sur son territoire l'usage des produits commerciaux contenant les substances actives autorisées.

En Suisse, l'homologation des pesticides est régie par la loi LChim sur les produits chimiques et l'Ordonnance sur les produits phytosanitaires (OPPh).

À l'exception des biocides, des restrictions réglementaires fortes ont progressivement limité l'usage non-agricole des pesticides.

En France, la Loi « Labbé » a interdit les usages pour les collectivités (en 2017), les particuliers (en 2019) et les gestionnaires de terrains de sport, comme les golfs (en 2025).

En Allemagne, le règlement relatif à l'utilisation des produits phytosanitaires (Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung, PflSchAnwV) régit les pesticides pouvant être utilisés dans le secteur non agricole.

Le **Tableau 5.3** (ci-après) renseigne par pays, le statut d'autorisation (en 2024), des substances analysées dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin. Des situations très différenciées apparaissent entre les pays pour les dates d'interdiction, notamment pour le cas de l'atrazine par exemple.

Frankreich und Deutschland gehören gemessen an den Verbrauchsmengen zu den größten Konsumenten in der Europäischen Union. 2023 belegte Frankreich mit mehr als 65.000 Tonnen verkaufter Pflanzenschutzmittel den ersten Platz in Europa (**Tabelle 5.2**) (FAO, 2025).

Im europäischen Durchschnitt werden jährlich 2,67 kg PSM pro Hektar Anbaufläche ausgebracht.

Quantitativ gesehen werden Herbizide am häufigsten eingesetzt, gefolgt von Fungiziden. Sie werden hauptsächlich in intensiven Produktionssystemen (Ackerbau, Weinbau, Obstbau und Gartenbau) verwendet.

In der EU wird das Inverkehrbringen von Wirkstoffen durch die EFSA (Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit) auf der Grundlage der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 geregelt.

Anschließend genehmigt jeder Mitgliedstaat auf seinem Hoheitsgebiet die Verwendung von Handelsprodukten, die die zugelassenen Wirkstoffe enthalten.

In der Schweiz wird die Zulassung von PSM durch das Chemikaliengesetz (ChemG) und die Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV) geregelt.

Mit Ausnahme von Bioziden wurde der nicht landwirtschaftliche Einsatz von Pflanzenschutzmitteln durch strenge gesetzliche Auflagen schrittweise begrenzt.

In Frankreich wurde ihr Einsatz durch das Labbé-Gesetz sukzessive für Kommunen (2017), für Privatpersonen (2019) und Betreiber von Sportanlagen wie Golfplätzen (2025) verboten.

In Deutschland regelt die (Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung (PflSchAnwV), welche Pestizide im nicht landwirtschaftlichen Bereich angewendet werden dürfen.

Die **Tabelle 5.3** gibt Auskunft über den Zulassungsstatus (Stand 2024) der im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten Stoffe nach Ländern. Die Verbotszeitpunkte, insbesondere bei Atrazin, weichen zwischen den Ländern mitunter stark voneinander ab.

2023	**Allemagne** **Deutschland**	**France** **Frankreich**	**Suisse** **Schweiz**
Utilisation à des fins agricoles (t) **Verbrauch für landwirtschaftliche Zwecke (t)**	40494	65415	1531
Utilisation par superficie de terres en culture (kg/ha) **Verbrauch pro Anbaufläche (kg/ha)**	3,41	3,65	3,63
Utilisation par habitant (kg/hab) **Verbrauch pro Kopf (kg/Einwohner)**	0,48	0,98	0,17
Utilisation par la valeur de la production agricole (g/int$) **Verbrauch pro Wert der landwirtschaftlichen Produktion (g/int$)**	0,82	1,16	0,41

Tableau 5.2 : Chiffres clés des volumes totaux de pesticides vendus à des fins agricoles dans les pays partenaires du projet ERMES-ii-Rhin en 2023
(source : FAO, 2025)

Tabelle 5.2: Kennzahlen zum Gesamtabsatz von PSM für landwirtschaftliche Zwecke in den Partnerländern des Projekts ERMES-ii-Rhein im Jahr 2023
(Quelle: FAO, 2025)

Voies de contamination environnementales

L'agriculture est identifiée comme une source majeure d'introduction des pesticides dans l'environnement. En France, cela représenterait entre 95 et 98 % des rejets (Mamy et al., 2022).

Dans la zone d'étude, la surface réservée à l'agriculture représente environ 47 % de l'occupation du sol et de la superficie totale de la zone d'étude, (**cf. Carte 3.4**), ce qui constitue une pression polluante potentiellement forte.

Ponctuellement, les rejets d'eaux usées traitées ou non traitées peuvent constituer une source de contamination le long des cours d'eau. Des pesticides agricoles et des biocides urbains peuvent rejoindre les réseaux d'assainissement (par exemple via le lessivage de surfaces contaminées par des eaux de pluie, ou de mauvaises pratiques agricoles liées aux rinçages de pulvérisateurs).

Après utilisation, de multiples mécanismes contrôlent le transport (volatilisation dans l'air, ruissellement de surface, infiltration dans le sol) et le devenir des substances actives de pesticides dans l'air, les eaux et les sols (adsorption et désorption par la matière organique, absorption par les plantes, photolyse, hydrolyse, biodégradation).

Dans le cas des eaux souterraines, le lessivage des substances du sol vers le sous-sol représente le plus grand risque de pollution. Ce risque dépend notamment des propriétés chimiques des pesticides (solubilité, persistance, coefficient d'absorption) et de facteurs environnementaux. Sur la zone d'étude, la nature filtrante des sols de la plaine du Rhin et la faible profondeur du toit de la nappe phréatique aggravent ce risque d'infiltration vers l'aquifère.

Devenir des substances actives

Les substances appliquées, qui agissent contre les nuisibles, sont appelées « substances actives ». Lorsque ces substances se dégradent dans l'environnement, de nouvelles molécules, appelées « métabolites », peuvent se former. Ces derniers peuvent eux-mêmes donner formation à d'autres métabolites. Cette dégradation entraîne souvent une prédominance, en nombre de substances et en concentration, des métabolites dans les eaux souterraines, dont les comportements sont parfois méconnus.

La formation des métabolites est plus ou moins longue et dépend de la durée de demi-vie (DT50) des molécules mères, face aux processus de dégradation.

Impacts sanitaires et environnementaux

La toxicité des pesticides ne se limite pas aux nuisibles à éliminer ou à contrôler. Par conséquent, la contamination de l'environnement et des eaux souterraines soulève des préoccupations de santé publique.

L'Organisation Mondiale de la Santé a classé un grand nombre de pesticides comme : cancérogènes, mutagènes, reprotoxiques ou perturbateur endocrinien.

Eintragswege in die Umwelt

Die Landwirtschaft gilt als eine der Hauptquellen für den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt. In Frankreich macht ihr Anteil zwischen 95 und 98 % der Emissionen aus (Mamy et al., 2022).

Im Untersuchungsgebiet beträgt die landwirtschaftlich genutzte Fläche etwa 47 % der Landnutzung und der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets (s. **Karte 3.4**). Daraus resultiert eine potenziell hohe Belastung.

Lokal begrenzt können Einleitungen von behandeltem oder unbehandeltem Abwasser eine Kontaminationsquelle entlang von Fließgewässern darstellen. In der Landwirtschaft eingesetzte PSM und Biozide aus Siedlungsabwässern können in die Kanalisation gelangen (z.B. durch Auswaschung kontaminierter Oberflächen durch Regenwasser, unsachgemäßes Spülen landwirtschaftlicher Sprühgeräte).

Nach sachgemäßer Verwendung verbreiten sich Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln auf unterschiedlichsten Wegen und werden in Luft, Wasser und Boden eingetragen (Verflüchtigung in die Luft, Oberflächenabfluss, Versickern im Boden), Adsorption und Desorption an organische Stoffe, Aufnahme durch Pflanzen, Photolyse, Hydrolyse, biologischer Abbau.

Das größte Verschmutzungsrisiko für das Grundwasser stellt die Auswaschung von Substanzen aus dem Boden in den Untergrund dar. Dies hängt insbesondere von den chemischen Eigenschaften der Pflanzenschutzmittel (Löslichkeit, Persistenz, Adsorptionskoeffizient) sowie von natürlichen Faktoren ab. Im Untersuchungsgebiet verstärken die hohe Durchlässigkeit der Böden in der Rheinebene und der geringe Grundwasserflurabstand das Risiko der Versickerung in den Grundwasserleiter.

Abbau der Wirkstoffe

Die zur Unkraut- und Schädlingsbekämpfung eingesetzten Substanzen werden als „Wirkstoffe" bezeichnet. Beim Abbau dieser Stoffe in der Umwelt können neue Moleküle, sogenannte „Metaboliten", entstehen, aus denen ihrerseits weitere Metaboliten gebildet werden können. Diese Abbauprozesse führen häufig dazu, dass Metaboliten hinsichtlich ihrer Anzahl und Konzentration im Grundwasser überwiegen. Über das Verhalten dieser Substanzen ist manchmal nur wenig bekannt.

Die Bildung von Metaboliten dauert unterschiedlich lange und hängt von der Halbwertszeit (DT50) der Ausgangsstoffe im Laufe der Abbauprozesse ab.

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Die Toxizität von Pflanzenschutzmitteln beschränkt sich nicht nur auf die zu bekämpfenden bzw. zu kontrollierenden Schädlinge. Daher gibt die Kontamination der Umwelt und des Grundwassers hinsichtlich der öffentlichen Gesundheit Anlass zu Bedenken.

De nombreuses études internationales scientifiques relient l'exposition aux pesticides à diverses maladies telles que : cancers, maladie de Parkinson, troubles cognitifs, infertilité…

Les pesticides sont, dans les zones agricoles, une des causes principales du déclin des invertébrés terrestres, dont des insectes pollinisateurs et des prédateurs de ravageurs (coccinelles, carabes…), ainsi que des oiseaux. (Mamy et al, 2022). Ils ont également des effets non mortels, par exemple : perte d'orientation ou de capacité de vol chez les insectes et oiseaux, diminution de l'efficacité de la reproduction ou déficiences immunitaires.

Par conséquent, les pesticides, directement et indirectement, affectent de manière négative les fonctions écosystémiques, notamment la pollinisation et la prédation des ravageurs des cultures, ce qui a terme nuit à la production agricole.

Cadre réglementaire pour l'eau potable

Europe

La Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) fixe des limites de potabilité concernant les pesticides et métabolites lorsqu'ils sont jugés « pertinents » :

— 0,10 µg/L par substance individuelle ;
— 0,50 µg/L pour la somme des substances détectées.

La directive charge les États membres d'évaluer la « pertinence » des métabolites et de définir des valeurs de gestion pour les métabolites « non pertinents ». Le Guide européen SANCO/221/2000 de 2003, sur lequel les États membres peuvent s'appuyer, établit des recommandations pour évaluer la pertinence des métabolites.

France

En France, la Directive (UE) 2020/2184 a été transposée par l'Arrêté du 30 décembre 2022 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine.

Cet arrêté renforce la directive par l'ajout de limites de qualité relatives aux eaux brutes destinées à produire de l'eau potable :

— 2 µg/L par substance individuelle pertinente ;
— 5 µg/L pour la somme des substances pertinentes détectées.

Pour les métabolites de pesticide non pertinents, une valeur individuelle de vigilance de 0,9 µg/L a été définie. Cette valeur n'est pas réglementaire. Il s'agit d'une valeur indicative de gestion, déterminée par l'ANSES et utilisée dans le cadre du contrôle sanitaire des EDCH (Arrêté réglementaire sur les EDCH du 30 décembre 2022).

Die Weltgesundheitsorganisation hat eine Vielzahl von Pflanzenschutzmitteln als krebserregend, erbgutverändernd, fortpflanzungsgefährdend oder endokrin wirksam eingestuft.

Zahlreiche internationale wissenschaftliche Studien bringen die Exposition gegenüber PSM mit Krankheiten wie Krebs, Parkinson, kognitiven Störungen oder Unfruchtbarkeit in Verbindung.

In landwirtschaftlichen Gebieten sind Pflanzenschutzmittel eine der Hauptursachen für den Rückgang von Landwirbellosen, darunter Bestäuberinsekten und Schädlingsfressern (z.B. Marienkäfer, Laufkäfer) sowie Vögeln (Mamy et al., 2022). Zu weiteren Auswirkungen zählen der Verlust der Orientierung oder der Flugfähigkeit bei Insekten und Vögeln, verminderte Fortpflanzungsfähigkeit oder Immunschwäche.

Folglich beeinträchtigen Pflanzenschutzmittel direkt und indirekt die Ökosystemfunktionen, insbesondere die Bestäubung und Bekämpfung von Schädlingen was sich letztendlich negativ auf die landwirtschaftliche Produktion auswirkt.

Rechtsrahmen für Trinkwasser

Europa

Die Richtlinie (EU) 2020/2184 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2020 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserrichtlinie) legt Grenzwerte für Pflanzenschutzmittel und als „relevant" eingestufte Metaboliten fest:

— 0,10 µg/L für Einzelstoffe
— 0,50 µg/L für die Summe der nachgewiesenen Stoffe.

Die Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten, die „Relevanz" der Metaboliten zu bewerten und Leitwerte für „nicht relevante" Metaboliten festzulegen. Dabei können sich die Mitgliedstaaten auf den europäischen Leitfaden SANCO/221/2000 aus dem Jahr 2003 stützen, der Empfehlungen zur Bewertung der Relevanz von Metaboliten enthält.

Frankreich

In Frankreich wurde die Richtlinie (EU) 2020/2184 durch den Erlass vom 30. Dezember 2022 über Grenzwerte und Referenzwerte für Rohwasser und Wasser für den menschlichen Gebrauch umgesetzt.

Dieser Erlass ergänzt die Richtlinie durch die Hinzufügung von Qualitätsnormen für Rohwasser, das zur Trinkwassergewinnung bestimmt ist:

— 2 µg/L für relevante Einzelstoffe
— 5 µg/L für die Summe der nachgewiesenen relevanten Stoffe.

Für nicht relevante PSM-Metaboliten beträgt der individuelle Vorsorgewert 0,9 µg/L. Dabei handelt es sich nicht um einen verbindlichen Wert, sondern um einen von der ANSES festgelegten Richtwert für die Trinkwasserüberwachung (Verordnung über die Trinkwasserüberwachung vom 30. Dezember 2022).

Allemagne

Le règlement allemand sur l'eau potable (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) de 2023 est basé sur la directive européenne 2020/2184.

La pertinence des métabolites est fondée sur des critères toxicologiques établis par l'UBA (Office fédéral de l'environnement). Deux valeurs à orientation sanitaires (Gesundheitlicher Orientierungswert – GOW), sont attribuées aux métabolites non pertinents en fonction des données des différents métabolites non pertinents : 1 ou 3 µg/L. Par ailleurs et indépendamment des données, le dépassement de la valeur de vigilance de 10 µg/L est considéré comme inacceptable. Il ne s'agit pas de valeurs juridiquement contraignantes, mais de valeurs indicatives.

Suisse

En Suisse, l'Ordonnance fédérale du DFI du 16 décembre 2016 sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douches accessibles au public fixe comme valeurs limites (au 1er février 2024) :

— 0,1 µg/L pour chaque substance, sans distinction ;
— 0,5 µg/L pour la somme de toutes les substances, sans distinction.

Cadre réglementaire pour les eaux souterraines

La Directive (UE) 2006/118/CE sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration fixe des valeurs seuils pour la surveillance des substances actives et métabolites pertinents de pesticides.

En Suisse, l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 (état au 1er décembre 2025) réglemente les valeurs requises pour les produits phytosanitaires dans les eaux souterraines. Pour les pesticides organiques (produits biocides et produits phytosanitaires), la valeur requise est de 0,1 µg/L pour chaque substance individuelle.

! Remarque : Dans l'ensemble, les réglementations contraignantes relatives à la classification des métabolites en fonction de leur pertinence et à l'évaluation des concentrations ne sont pas harmonisées entre les partenaires. C'est pourquoi des classifications transfrontalières des métabolites et des critères d'évaluation ont été établis pour les analyses de cette étude.

Deutschland

Deutschland hat die Richtlinie (EU) 2020/2184 im Jahr 2023 mit der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) umgesetzt.

Die Relevanz der Metaboliten wird nach toxikologischen Kriterien bewertet, die vom UBA (Umweltbundesamt) festgelegt wurden. Für nicht relevante Metaboliten gelten abhängig von der Datenlage zu den einzelnen nicht relevanten Metaboliten zwei gesundheitliche Orientierungswerte (GOW): 1 bzw. 3 µg/L. Zudem gilt eine Überschreitung eines Vorsorgemaßnahmenwertes von 10 µg/L - unabhängig von der Datenlage - als nicht akzeptabel. Dabei handelt es sich nicht um rechtlich verbindliche Werte, sondern um Richtwerte.

Schweiz

In der Schweiz legt die Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen vom 16. Dezember 2016 folgende Grenzwerte fest (Stand: 01. Februar 2024):

— 0,1 µg/L für jeden Stoff, ohne Unterscheidung
— 0,5 µg/L für die Summe aller Stoffe, ohne Unterscheidung.

Rechtsrahmen für Grundwasser

Die Richtlinie (EU) 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung legt Schwellenwerte für die Überwachung der Wirkstoffe und relevanten Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln fest.

In der Schweiz regelt die Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand: 01. Dezember 2025) die Anforderungswerte für Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. Für organische Pestizide (Biozidprodukte und Pflanzenschutzmittel) gilt ein Anforderungswert von 0,1 µg/L für eine Einzelsubstanz.

! Hinweis: Insgesamt sind die verbindlichen Regulierungen hinsichtlich der Relevanzeinstufungen der Metaboliten sowie die Beurteilung von Konzentrationen zwischen den Partnern nicht harmonisiert. Aus diesem Grund wurden für die Auswertungen dieser Studie grenzübergreifende Einstufungen der Metaboliten vorgenommen und Bewertungskriterien festgelegt.

5.2.2.

Liste et caractéristiques des pesticides et métabolites recherchés dans ERMES-ii-Rhin

Pour la présente étude, 70 substances (**Tableau 5.3**), ont été recherchées :

— 39 substances actives ;
— 31 métabolites.

Il s'agit exclusivement de substances organiques artificielles produites industriellement.

Les 31 métabolites analysés se divisent en :

— 21 métabolites classés « pertinents » pour cette étude, c'est-à-dire classés comme pertinents dans au moins un pays partenaire ;
— 10 métabolites classés « non pertinents » dans le cadre de ce projet, c'est-à-dire classés dans aucun pays partenaire comme pertinents.

Pour cette étude, sont considérées :

— comme interdites les 30 substances (métabolites compris) interdites dans les trois pays, au 31 décembre 2023 ;
— comme autorisées, les 40 substances qui bénéficiaient encore d'une autorisation dans au moins un des trois pays au 31 décembre 2023.

Parmi les 70 substances étudiées dans le cadre de ce projet, 61 sont communes à la liste d'ERMES-Rhin 2016.

5.2.2.

Liste und Eigenschaften der in ERMES-ii-Rhein untersuchten Pflanzenschutzmittel und Metaboliten

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden 70 Substanzen (**Tabelle 5.3**) gemessen:

— 39 Wirkstoffe
— 31 Metaboliten.

Es handelt sich dabei ausschließlich um industriell hergestellte künstliche organische Substanzen.

Die 31 untersuchten Metaboliten unterteilen sich für die Auswertungen in:

— 21 Metaboliten, die für dieses Projekt als „relevant" eingestuft wurden (da sie in mindestens einem Partnerland als relevant eingestuft waren)
— 10 Metaboliten, die für dieses Projekt als „nicht relevant" eingestuft wurden (da sie in keinem Partnerland als relevant eingestuft waren).

Für diese Untersuchung gelten:

— die 30 Stoffe (einschl. Metaboliten) als verboten, die in den drei Ländern zum 31. Dezember 2023 verboten waren
— die 40 Stoffe als zugelassen, die in mindestens einem der drei Länder zum 31. Dezember 2023 noch zugelassen waren.

Von den im Projekt untersuchten 70 Substanzen waren 61 Substanzen bereits in der Liste von ERMES-Rhein 2016 enthalten.

Code Sandre (FR)	N° CAS CAS-Nummer	Substances actives et métabolites Wirkstoffe und Metaboliten	Commun à ERMES-Rhin 2016 Gemeinsam mit ERMES-Rhein 2016	Substance mère si métabolite Wirkstoff des Metaboliten	Fonction principale Hauptfunktion
1141	94-75-7	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	X		Herbicide Herbizid
1212	94-74-6	2,4-MCPA 2,4-MCPA	X		Herbicide Herbizid
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamid(e)	X	Dichlobenil	Herbicide Herbizid
6856	187022-11-3	Acetochlor(e) ESA	X	Acetochlor(e)	Herbicide Herbizid
6862	194992-44-4	Acetochlor(e) OXA	X	Acetochlor(e)	Herbicide Herbizid
1101	15972-60-8	Alachlor(e)	X		Herbicide Herbizid
1907	1066-51-9	AMPA (Aminomethylphosphonic Acid)		Glyphosat	Herbicide Herbizid
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	X		Herbicide Herbizid
1109	1007-28-9	Déisopropyl-atrazine Desisopropylatrazin	X	Atrazin(e)	Herbicide Herbizid
1830	3397-62-4	Déséthyl-déisopropyl-atrazine (DEDIA) Desethyl-Desisopropylatrazin (DEDIA)	X	Atrazin(e)	Herbicide Herbizid
1108	6190-65-4	Déséthyl-atrazine Desethylatrazin	X	Atrazin(e)	Herbicide Herbizid
7522	113614-08-7	Beflubutamid(e)	X		Herbicide Herbizid
1113	25057-89-0	Bentazon(e)	X		Herbicide Herbizid
5526	188425-85-6	Boscalid	X		Herbicide Herbizid
1686	314-40-9	Bromacil	X		Herbicide Herbizid
1133	1698-60-8	Chloridazon(e)	X		Herbicide Herbizid
6378	6339-19-1	Chloridazon(e) desphenyl	X	Chloridazon(e)	Herbicide Herbizid
6379	17254-80-7	Chloridazon(e) methyl desphenyl	X	Chloridazon(e)	Herbicide Herbizid
8865	/	Chlorothalonil R471811 Chlorthalonil R471811		Chlorothalonil	Fongicide Fungizid
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil R417888 Chlorthalonil R417888	X	Chlorothalonil	Fongicide Fungizid
1136	15545-48-9	Chlortoluron	X		Herbicide Herbizid
1137	21725-46-2	Cyanazin(e)	X		Herbicide Herbizid
1480	1918-00-9	Dicamba	X		Herbicide Herbizid
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP)	X		Herbicide Herbizid

Pertinence des métabolites par pays 1 = Métabolite pertinent 2 = Métabolite non pertinent **Relevanz der Metaboliten nach Ländern** 1 = Relevanter Metabolit 2 = Nicht relevante Metaboliten			**Statut de mise sur le marché 2024*** **Status der Markteinführung 2024***			**Année limite d'utilisation*** **Letztes Jahr der Anwendung***			**Classification transfrontalière ERMES-ii-Rhin :** si F ou D pertinent => pertinent **Grenzüberschreitende Einstufung ERMES-ii-Rhein:** wenn F oder D relevant => relevant	**Statut transfrontalier ERMES-ii-Rhin** **Grenzüberschreitender Status ERMES-ii-Rhein**
F	**D**	**CH**	**F**	**D**	**CH**	**F**	**D**	**CH**		
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
1	2	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2010	2004	2013	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
2	1	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	x	2013	2013	x	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
2	1	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	x	2013	2013	x	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2008	1992	2010	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
1	1	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	Verboten Interdit	2003	1991	2007	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
1	1	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2003	1991	2007	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
1	1	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2003	1991	2007	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
1	1	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2003	1991	2007	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen		2018		Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	x	2003	1990	x	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2021	2018	2020	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
1	2	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2021	2018	2020	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
1	2	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2021	2018	2020	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
2	2	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2020	2019	2020	Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
1	2	1	Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2020	2019	2020	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2003	2003	2008	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Interdit Verboten	Autorisé Zugelassen	Autorisé*** Zugelassen	2021		x***	Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen

Code Sandre (FR)	N° CAS CAS-Nummer	Substances actives et métabolites Wirkstoffe und Metaboliten	Commun à ERMES-Rhin 2016 Gemeinsam mit ERMES-Rhein 2016	Substance mère si métabolite Wirkstoff des Metaboliten	Fonction principale Hauptfunktion
1814	83164-33-4	Diflufenicanil Diflufenican	X		Herbicide Herbizid
2546	50563-36-5	Dimetachlor(e)	X		Herbicide Herbizid
7727	1418095-08-5	Dimethachlor(e) CGA 369873	X	Dimetachlor(e)	Herbicide Herbizid
6381	1231710-75-0	Dimethachlor(e) ESA	X	Dimetachlor(e)	Herbicide Herbizid
6380	1086384-49-7	Dimethachlor(e) OXA	X	Dimetachlor(e)	Herbicide Herbizid
6865	205939-58-8	Dimethenamid(e) ESA	X	Dimethenamid(e)/(-P)	Herbicide Herbizid
7735	380412-59-9	Dimethenamid(e) OXA	X	Dimethenamid(e)/(-P)	Herbicide Herbizid
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e)	X		Herbicide Herbizid
1175	60-51-5	Dimethoat(e)	X		Insecticide Insectizid
1177	330-54-1	Diuron/DCMU	X		Herbicide Herbizid
1763	30043-49-3	Ethidimuron	X		Herbicide Herbizid
6864	201668-32-8	Flufenacet ESA	X	Flufenacet	Herbicide Herbizid
6863	201668-31-7	Flufenacet OXA	X	Flufenacet	Herbicide Herbizid
2008	96525-23-4	Flurtamone	X		Herbicide Herbizid
1194	85509-19-9	Flusilazol(e)	X		Fongicide Fungizid
1506	1071-83-6	Glyphosat(e)			Herbicide Herbizid
1203	58-89-9	Hexachlorocyclohexane gamma γ-Hexachlorcyclohexan	X		Insecticide Insectizid
1673	51235-04-2	Hexazinon(e)	X		Herbicide Herbizid
1954	66753-07-9	Terbuthylazin(e)-2-hydroxy		Terbuthylazin(e)	Herbicide Herbizid
1208	34123-59-6	Isoproturon	X		Herbicide Herbizid
1209	330-55-2	Linuron	X		Herbicide Herbizid
1214	7085-19-0	Mecoprop Total (Gesamt) (MCPP)	X		Herbicide Herbizid
7895	75596-99-5	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 62826	X	Metalaxyl/(-M)	Fongicide Fungizid
7896	104390-56-9	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 108906	X	Metalaxyl/(-M)	Fongicide Fungizid

Pertinence des métabolites par pays 1 = Métabolite pertinent 2 = Métabolite non pertinent **Relevanz der Metaboliten nach Ländern** 1 = Relevanter Metabolit 2 = Nicht relevante Metaboliten			**Statut de mise sur le marché 2024*** **Status der Markteinführung 2024***			**Année limite d'utilisation*** **Letztes Jahr der Anwendung***			**Classification transfrontalière ERMES-ii-Rhin :** si F ou D pertinent => pertinent **Grenzüber-schreitende Einstufung ERMES-ii-Rhein:** wenn F oder D relevant => relevant	**Statut transfrontalier ERMES-ii-Rhin** **Grenzüber-schreitender Status ERMES-ii-Rhein**
F	**D**	**CH**	**F**	**D**	**CH**	**F**	**D**	**CH**		
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
1	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	2020	2019	2020	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	2008	2007	2021	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	x	2004	1990	x	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
1	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
1	1	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	x	2020	2019	x	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2013	2013	2016	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	x	1998	1997	x	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	x	2007	2002	x	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
1	1	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2017	2016	2018	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	Interdit Verboten	2018	1997	2019	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
1	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
1	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen

Code Sandre (FR)	N° CAS CAS-Nummer	Substances actives et métabolites Wirkstoffe und Metaboliten	Commun à ERMES-Rhin 2016 Gemeinsam mit ERMES -Rhein 2016	Substance mère si métabolite Wirkstoff des Metaboliten	Fonction principale Hauptfunktion
1706	57837-19-1	Metalaxyl	X		Fongicide Fungizid
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	X		Herbicide Herbizid
1670	67129-08-2	Metazachlor(e)	X		Herbicide Herbizid
6895	172960-62-2	Metazachlor(e) ESA	X	Metazachlor(e)	Herbicide Herbizid
6894	1231244-60-2	Metazachlor(e) OXA	X	Metazachlor(e)	Herbicide Herbizid
1216	18691-97-9	Methabenzthiazuron	X		Herbicide Herbizid
7731	1217465-10-5	Metolachlor(e) CGA 357704	X	Metolachlor(e) Total (Gesamt)	Herbicide Herbizid
7730	1173021-76-5	Metolachlor(e) CGA 368208		Metolachlor(e) Total (Gesamt)	Herbicide Herbizid
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA	X	Metolachlor(e) Total (Gesamt)	Herbicide Herbizid
7729	1418095-19-8	Metolachlor(e) NOA 413173	X	Metolachlor(e) Total (Gesamt)	Herbicide Herbizid
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA	X	Metolachlor(e) Total (Gesamt)	Herbicide Herbizid
1221	51218-45-2	Metolachlor(e) Total (Gesamt)	X		Herbicide Herbizid
1225	21087-64-9	Metribuzin(e)	X		Herbicide Herbizid
7618	4710-17-2	N,N-diméthyl-N'-phénylsulphamide N,N-Dimethyl-N'-phenylsulfamid (DMSA)		Dichlofluanid(e)	Fongicide Fungizid
6384	3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid(e) (DMS)	X	Tolylfluanid(e)	Fongicide Fungizid
1882	111991-09-4	Nicosulfuron			Herbicide Herbizid
1256	139-40-2	Propazin(e)	X		Herbicide Herbizid
1263	122-34-9	Simazin(e)	X		Herbicide Herbizid
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	X		Herbicide Herbizid
2045	30125-63-4	Terbuthylazin(e)-desethyl	X	Terbuthylazin(e)	Herbicide Herbizid
1269	886-50-0	Terbutryn(e)			Herbicide Herbizid
7087	142469-14-5	Tritosulfuron			Herbicide Herbizid

Tableau 5.3 : Liste et caractéristiques des 70 pesticides et métabolites recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin
*Pour un usage agricole uniquement.
**L'utilisation de la terbuthylazine a été à nouveau autorisée en France à partir de 2017.
***Deux substances actives différentes : dichlorprop (CAS 120-36-5) non autorisé et dichlorprop-P (CAS 15165-67-0) encore autorisé.
****Retrait du S-métolachlore (CAS 87392-12-9) a eu lieu en 2024

Pertinence des métabolites par pays 1 = Métabolite pertinent 2 = Métabolite non pertinent **Relevanz der Metaboliten nach Ländern** 1 = Relevanter Metabolit 2 = Nicht relevante Metaboliten			**Statut de mise sur le marché 2024*** **Status der Markteinführung 2024***			**Année limite d'utilisation*** **Letztes Jahr der Anwendung***			**Classification transfrontalière ERMES-ii-Rhin :** si F ou D pertinent => pertinent **Grenzüber-schreitende Einstufung ERMES-ii-Rhein:** wenn F oder D relevant => relevant	**Statut transfrontalier ERMES-ii-Rhin** **Grenzüber-schreitender Status ERMES-ii-Rhein**
F	**D**	**CH**	**F**	**D**	**CH**	**F**	**D**	**CH**		
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
			Interdit Verboten	Interdit Verboten	Verboten Interdit	2007	1996	2008	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
1	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Verboten Interdit	2024	2024	2005	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
1	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Verboten Interdit	2024	2024	2005	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Verboten Interdit	2024	2024	2005	Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Verboten Interdit	2024	2024	2005	Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
2	2	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Verboten Interdit	2024	2024	2005	Métabolite non pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	2024	2024	2005****	Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
1	1	1	Verboten Interdit	Verboten Interdit	Verboten Interdit	2002	2003	2005	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
1	2	1	Verboten Interdit	Verboten Interdit	Verboten Interdit	2007	2008	2011	Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
			Verboten Interdit	Verboten Interdit	x	2003	2002	x	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Verboten Interdit	Verboten Interdit	Verboten Interdit	2003	1998	2007	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	2008**			Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen
1	1	1	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	2008**			Métabolite pertinent Relevanter Metabolit	Autorisé Zugelassen
			Verboten Interdit	Verboten Interdit	Verboten Interdit	2003	2002	2008	Substance active Wirkstoff	Interdit Verboten
			Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen	Autorisé Zugelassen				Substance active Wirkstoff	Autorisé Zugelassen

Tabelle 5.3: Liste und Eigenschaften der 70 PSM und Metaboliten, die im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersucht wurden
*Für nur eine landwirtschaftliche Nutzung.
**Die Verwendung von Terbuthylazin ist in Frankreich seit 2017 wieder zugelassen.
***Zwei verschiedene Wirkstoffe: Dichlorprop (CAS 120-36-5) nicht zugelassen und Dichlorprop-P (CAS 15165-67-0) noch zugelassen.
****Die Rücknahme von S-Metolachlor (CAS 87392-12-9) erfolgte 2024.

5.2.3.

État des lieux transfrontalier

Lecture et base d'évaluation des résultats

Les résultats des cartes et graphiques de ce chapitre (hors exploitations spécifiques) sont représentés et interprétés en fonction de valeurs seuils transfrontalières sélectionnées dans le cadre précis de ce projet (cf. **Chapitre 4**).

Les valeurs seuils transfrontalières retenues pour les pesticides sont :

— 0,1 µg/L pour chaque substance active et métabolite pertinent ;
— 0,9 µg/L pour chaque métabolite non pertinent ;
— 0,5 µg/L pour la somme des substances actives et des métabolites pertinents.

De plus, trois seuils ont été considérés pour préciser la distribution des concentrations :

— « Valeurs seuils pour l'eau brute » (fondées sur la réglementation française) :
  - 2 µg/L pour chaque substance active et métabolite pertinent ;
  - 5 µg/L pour la somme des substances actives et métabolites pertinents.
— « Seuil d'alerte » correspondant à 80 % des valeurs seuils transfrontalières.

La **Figure 5.7** représente la grille de lecture des résultats pour les pesticides selon des classes de concentration qui tiennent compte des valeurs seuils transfrontalières énoncées.

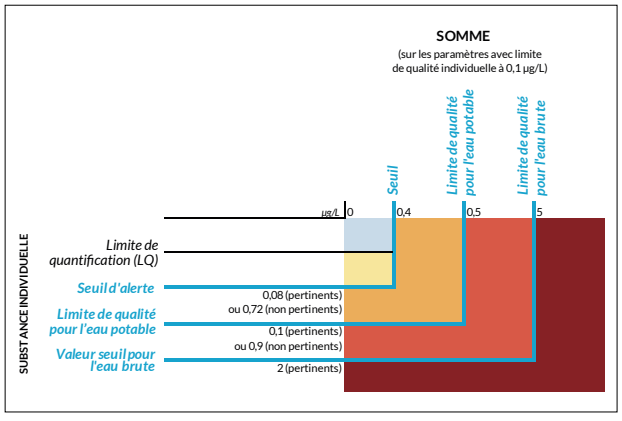


Figure 5.7 : Représentation schématique des couleurs des classes de concentration des graphiques et cartes du chapitre 5.2.

5.2.3.

Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse auf den Karten und Grafiken in diesem Kapitel (mit Ausnahme spezifischer Auswertungen) liegen die grenzüberschreitenden Schwellenwerte zugrunde, die für dieses Projekt festgelegt wurden (s. **Kapitel 4**).

Die grenzüberschreitenden Schwellenwerte für PSM sind:

— 0,1 µg/L für jeden Wirkstoff und relevanten Metaboliten
— 0,9 µg/L für jeden nicht relevanten Metaboliten
— 0,5 µg/L für die Summe der Wirkstoffe und relevanten Metaboliten.

Darüber hinaus wurde die Verteilung der Konzentrationen anhand von drei weiteren Schwellenwerten betrachtet:

— „Schwellenwerte für Rohwasser" (basierend auf den französischen Vorschriften):
  - 2 µg/L für jeden Wirkstoff und relevanten Metaboliten
  - 5 µg/L für die Summe der Wirkstoffe und relevanten Metaboliten.
— „Warnwert" bei 80 % der grenzüberschreitenden Schwellenwerte.

Abbildung 5.7 zeigt das Schema zur Auswertung der Ergebnisse für PSM nach Konzentrationsklassen gemäß den festgelegten grenzüberschreitenden Schwellenwerten.

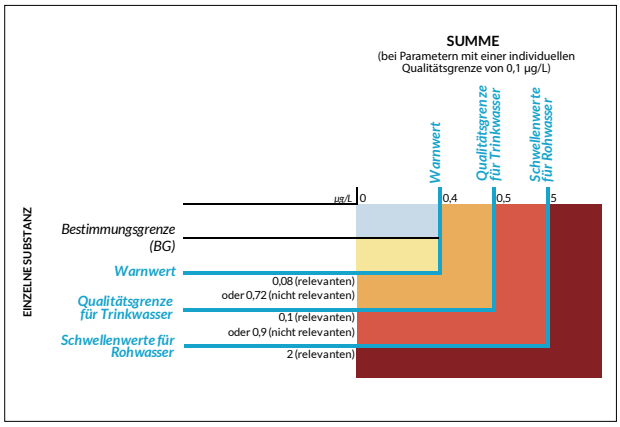


Abbildung 5.7: Schematische Darstellung der Farben der Konzentrationsklassen in den Grafiken und Karten des Kapitels 5.2.

5.2.3.1. Situation générale

Aperçu

Les 70 substances communes ont été recherchées sur 1 340 points de mesure. Au moins une substance a été quantifiée sur 89,7 % des points. Les valeurs seuils transfrontalières pour l'eau potable ont été dépassées sur 50,3 % des points (**Figure 5.8**).

Ces dépassements touchent l'ensemble de la zone d'étude, mais la partie nord de l'aquifère, entre Mayence et la région de Mannheim, est particulièrement concernée (**Carte 5.2**).

La Rhénanie-Palatinat ressort comme la région la plus contaminée, avec au moins une substance quantifiée sur 90,8 % des points de son réseau de mesure, et la plus polluée, avec 76,6 % des points où les valeurs seuils sont dépassées. Les taux de points dégradés sont également élevés au Bade-Wurtemberg (57 %), en Hesse (58,8 %) et en Alsace (38 %).

En amont de l'aquifère, la partie suisse apparaît plus préservée en ce qui concerne les pesticides et les métabolites, du fait de l'occupation des sols principalement urbaine : seuls 2,8 % des points de mesure dépassent les valeurs seuils transfrontalières.

L'observation détaillée des niveaux de concentration mesurés, selon la somme totale de pesticides par point (substances actives et métabolites pertinents), montre que :

— 200 points de mesure (soit 15 %) dépassent la valeur de 1 µg/L (non visibles sur la carte 5.2) ;
— 9 points dépassent la valeur de 10 µg/L. Ces valeurs extrêmes sont principalement observées à proximité de Mannheim (non visibles sur la carte 5.2).

Diversité de pesticides (substances actives et métabolites) par point de mesure

La diversité des pesticides (substances actives, métabolites pertinents et non pertinents) quantifiés par points de mesure est notable sur l'ensemble de la zone d'étude.

Les cocktails de pesticides simultanément observés sont :

— plus de 5 pesticides sur 462 points, soit 34,5 % ;
— plus de 10 pesticides sur 101 points, soit 7,5 % ;
— plus de 20 pesticides sur 7 points.

Ces points de mesure se localisent essentiellement en Alsace ainsi que dans les cantons suisses, secteurs contaminés par l'atrazine et ses nombreux métabolites.

Le nombre maximal de substances quantifiées sur un même point de mesure est de 31 (en Alsace).

Carte du nombre de substances quantifiées par point en ligne

5.2.3.1. Allgemeine Lage

Überblick

An 1.340 Messstellen wurden bis zu 70 gemeinsame Stoffe untersucht. An 89,7 % der Messstellen wurde mindestens ein Stoff nachgewiesen. Die grenzüberschreitenden Schwellenwerte für Trinkwasser wurden an 50,3 % der Messstellen überschritten (**Abbildung 5.8**).

Diese Überschreitungen betreffen das gesamte Untersuchungsgebiet, wobei der nördliche Teil des Grundwasserleiters zwischen Mainz und Mannheim besonders betroffen ist (**Karte 5.2**).

In Rheinland-Pfalz wurde an 90,8 % der Messstellen mindestens ein Stoff nachgewiesen. Rheinland-Pfalz ist damit die am stärksten betroffene Region und mit 76,6 % der Messstellen auch das Gebiet mit den meisten Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte. Der Anteil der Messstellen mit Grenzwertüberschreitungen ist auch in Baden-Württemberg (57 %), Hessen (58,8 %) und im Elsass (38 %) hoch.

Der Schweizer Teil des Grundwasserleiters scheint aufgrund der überwiegend städtischen Landnutzung in besserem Zustand hinsichtlich der Pflanzschmutzmittel und Metaboliten zu sein: 2,8 % der Messstellen überschreiten die grenzüberschreitenden Schwellenwerte

Im Detail betrachtet zeigen die Summen der gemessenen PSM-Konzentrationen pro Messstelle (Wirkstoffe und relevante Metaboliten) folgendes:

— 200 Messstellen (d. h. 15 %) überschreiten den Wert von 1 µg/L (auf Karte 5.2 nicht sichtbar)
— 9 Messstellen überschreiten den Wert von 10 µg/L. Diese Extremwerte werden hauptsächlich in der Nähe von Mannheim beobachtet (auf Karte 5.2 nicht sichtbar).

Spektrum der Pflanzenschutzmittel und Metaboliten an den Messstellen

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurde an den einzelnen Messstellen eine große Bandbreite an Pflanzenschutzmitteln (Wirkstoffe, relevante und nicht relevante Metaboliten) nachgewiesen.

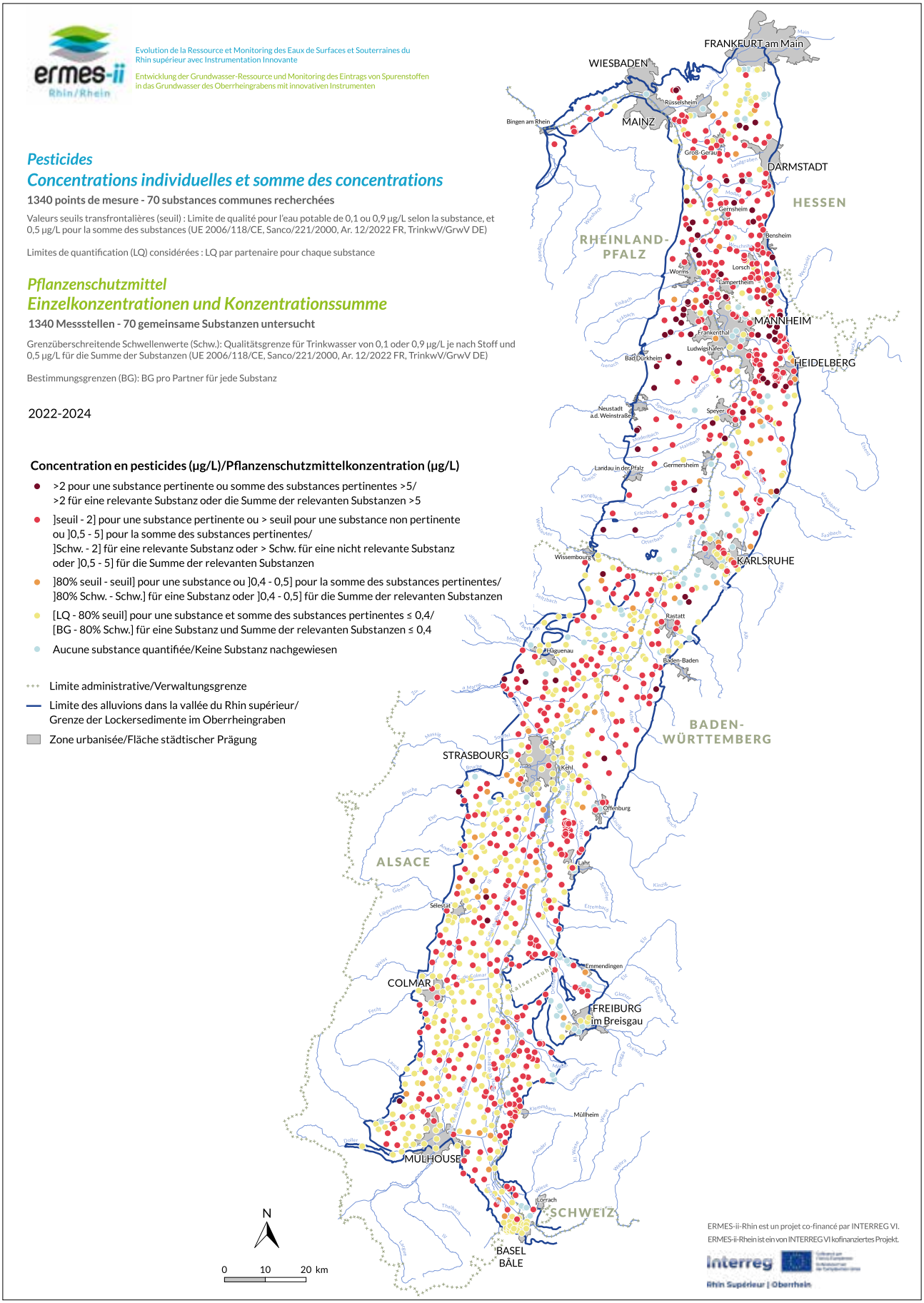
Folgende Stoffgemische (PSM-„Cocktails") wurden festgestellt:

— mehr als 5 PSM an 462 Messstellen (34,5 %)
— mehr als 10 PSM an 101 Messstellen (7,5 %)
— mehr als 20 PSM an 7 Messstellen.

Diese Messstellen befinden sich hauptsächlich im Elsass sowie in den Schweizer Kantonen, d.h. in Gebieten, die mit Atrazin und seinen zahlreichen Metaboliten belastet sind.

Die Höchstzahl der an einer Messstelle quantifizierten Substanzen beträgt 31 PSM (Elsass).

Karte der Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Substanzen (online)



Carte 5.2 : Quantification et dépassement des valeurs seuils transfrontalières en pesticides et métabolites

Karte 5.2: Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für PSM und Metaboliten

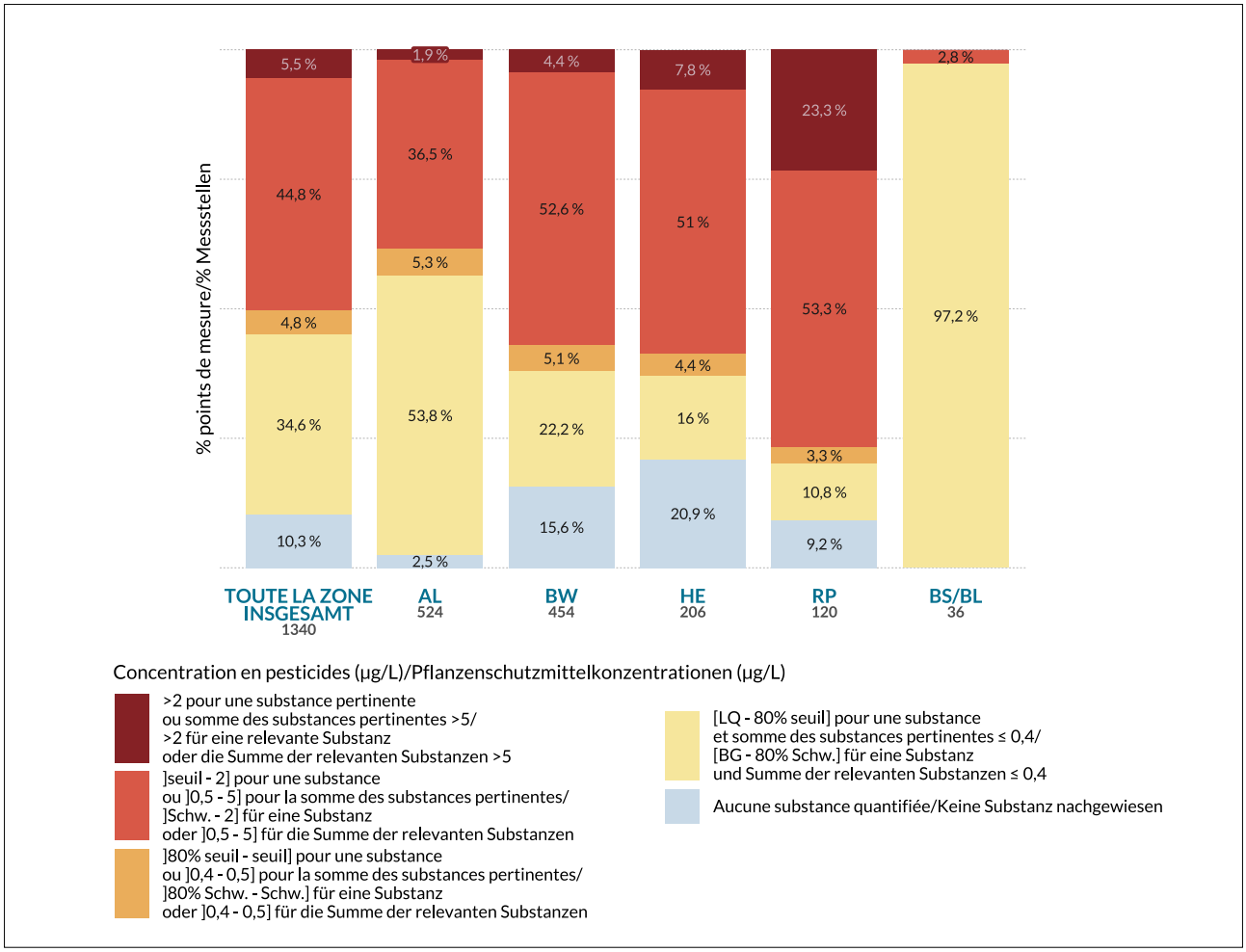


Figure 5.8 : Répartition des classes de concentration et fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières en pesticides et métabolites par région

Abbildung 5.8: Aufteilung der Konzentrationsklassen und Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für PSM und Metaboliten nach Region

Impact général des métabolites et des substances actives

Les 31 métabolites (pertinents et non pertinents) analysés constituent la principale cause de dépassements des valeurs seuils transfrontalières ; 47,6 % des points de mesure dépassent les valeurs seuils en n'intégrant que les métabolites. Ces taux de dépassement atteignent 33,9 % en Alsace, 55 % au Bade-Wurtemberg, 58,9 % en Hesse et 76,3 % en Rhénanie Palatinat.

Prises isolément, les 39 substances actives analysées contribuent à la dégradation de 6,9 % des points de mesure.

Les métabolites définis comme pertinents pour ce projet contribuent le plus aux dépassements de la valeur seuil (0,1 µg/L) avec 46,9 % de points de mesure impactés, contre 7 % pour les métabolites considérés comme non-pertinents dans ce projet (valeur seuil de 0,9 µg/L).

En plus d'être retrouvés à des concentrations plus élevées que les substances actives, les métabolites sont également plus régulièrement quantifiés.

Carte des substances actives et carte des métabolites pertinents et non pertinents en ligne

Allgemeine Auswirkungen von Metaboliten und Wirkstoffen

Für die Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte sind hauptsächlich die 31 untersuchten relevanten und nicht relevanten Metaboliten verantwortlich; bei ausschließlicher Betrachtung der Metaboliten überschreiten 47,6 % der Messstellen die grenzüberschreitenden Schwellenwerte. Die Überschreitungshäufigkeit liegt im Elsass bei 33,9 %, in Baden-Württemberg bei 55 %, in Hessen bei 58,9 % und in Rheinland-Pfalz bei 76,3 %.

Für sich genommen, tragen die 39 untersuchten Wirkstoffe an 6,9 % der Messstellen zu Überschreitungen bei.

Die grenzüberschreitend als relevant eingestuften Metaboliten tragen mit 46,9 % der betroffenen Messstellen am stärksten zur Überschreitung des grenzüberschreitende Schwellenwerts (0,1 µg/L) bei, gegenüber 7 % für die grenzüberschreitend als nicht relevant eingestuften Metaboliten (grenzüberschreifender Schwellenwert 0,9 µg/L).

Die Metaboliten wurden im Vergleich zu den Wirkstoffen nicht nur in höheren Konzentrationen, sondern auch regelmäßiger quantifiziert.

Karte der Wirkstoffe und Karte der relevanten und nicht relevanten Metaboliten (online)

5.2.3.2. Situation par substance

Aperçu

Sur les 70 substances analysées, 67 (95 %) ont été quantifiées au moins une fois. Des dépassements des valeurs seuils transfrontalières sont observés pour 42 substances (60 %) (**Figure 5.9**).

Trois métabolites (classés pertinents dans le cadre du présent projet et ayant 0,1 µg/L pour valeur seuil transfrontalière) ont une fréquence de dépassement des valeurs seuils transfrontalières supérieure à 10 % :

— la chloridazone desphényl (31 %) ;
— le N,N-diméthylsulfamide (DMS) avec 18,1 % ;
— le chloridazone méthyl desphényl (13,9 %).

L'atrazine déisopropyl déséthyl (DEDIA) et le métolachlore-ESA se placent respectivement aux 4e et 5e rangs des substances induisant le plus de dépassements avec 9,6 % et 4,5 % des points impactés.

Les dépassements des valeurs seuils transfrontalières des substances actives sont sporadiques, loin derrière ceux des métabolites évoqués. Les premières substances actives concernées par des dépassements sont le glyphosate (1,9 %), la bentazone (1,2 %) et le métolachlore total (1,1 %).

Encore autorisé au moment des mesures (2022-2024), le S-métolachlore (inclus dans le paramètre métolachlore total) et ses métabolites est le groupe de pesticide le plus quantifié. Les métabolites ESA, OXA et NOA sont quantifiés respectivement sur 47,7 %, 29,1 % et 27,5 % des points de mesure.

Parmi les substances les plus quantifiées, soit sur plus de 20 % des points de mesure, figurent également des métabolites (de la chloridazone, de l'atrazine, du chlorothalonil, et tolylfluanide) et deux substances actives (atrazine et simazine).

En définitive, les dépassements de valeurs seuils transfrontalières sont essentiellement engendrés par des métabolites d'herbicides (grandes cultures) ou de fongicides, tous interdits ou qui étaient sur le point de l'être (S-métolachlore). Cela souligne une fois de plus la problématique de la persistance des métabolites de pesticides.

5.2.3.2. Situation nach Substanz

Überblick

Von den 70 untersuchten Stoffen wurden 67 (95 %) mindestens einmal nachgewiesen. Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte wurden bei 42 Stoffen (60 %) festgestellt (**Abbildung 5.9**).

Drei Metaboliten (im Rahmen des Projekts als relevant eingestuft mit einem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 0,1 µg/L) wiesen eine Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte von mehr als 10 % auf:

— Desphenyl-Chloridazon (31 %)
— N,N-Dimethylsulfamid (DMS) (18,1 %)
— Methyl-Desphenyl-Chloridazon (13,9 %).

Desethyl-Desisopropylatrazin (DEDIA) und Metolachlor-ESA liegen mit 9,6 % bzw. 4,5 % der belasteter Messstellen auf Platz 4 und 5 der Stoffe mit den häufigsten Überschreitungen.

Die Wirkstoffe überschreiten die grenzüberschreitenden Schwellenwerte nur lokal und liegen in der Rangefolde deutlich hinter den genannten Metaboliten. Am stärksten von Überschreitungen betroffen sind Glyphosat (1,9 %), Bentazon (1,2 %) und Metolachlor (Gesamt) (1,1 %).

S-Metolachlor (im Parameter Metolachlor (Gesamt) enthalten), das zum Zeitpunkt der Messungen (2022-2024) noch zugelassen war, und seine Metaboliten sind die PSM-Gruppe mit der höchsten Fundhäufigkeit. Die Metolachlor-Metaboliten ESA, OXA und NOA 413173 werden an 47,7 %, 29,1 % bzw. 27,5 % der Messstellen quantifiziert.

Zu den am häufigsten gemessenen Substanzen, d. h. an mehr als 20 % der Messstellen quantifiziert, gehören auch Metaboliten von Chloridazon, Atrazin, Chlorthalonil und Tolylfluanid sowie zwei Wirkstoffe (Atrazin und Simazin).

Letztendlich werden die grenzüberschreitenden Schwellenwerte hauptsächlich von Metaboliten von Herbiziden (Ackerbau) oder Fungiziden überschritten, die alle bereits verboten waren oder kurz vor dem Verbot standen (S-Metolachlor), was die Problematik der Persistenz von PSM-Metaboliten verdeutlicht.

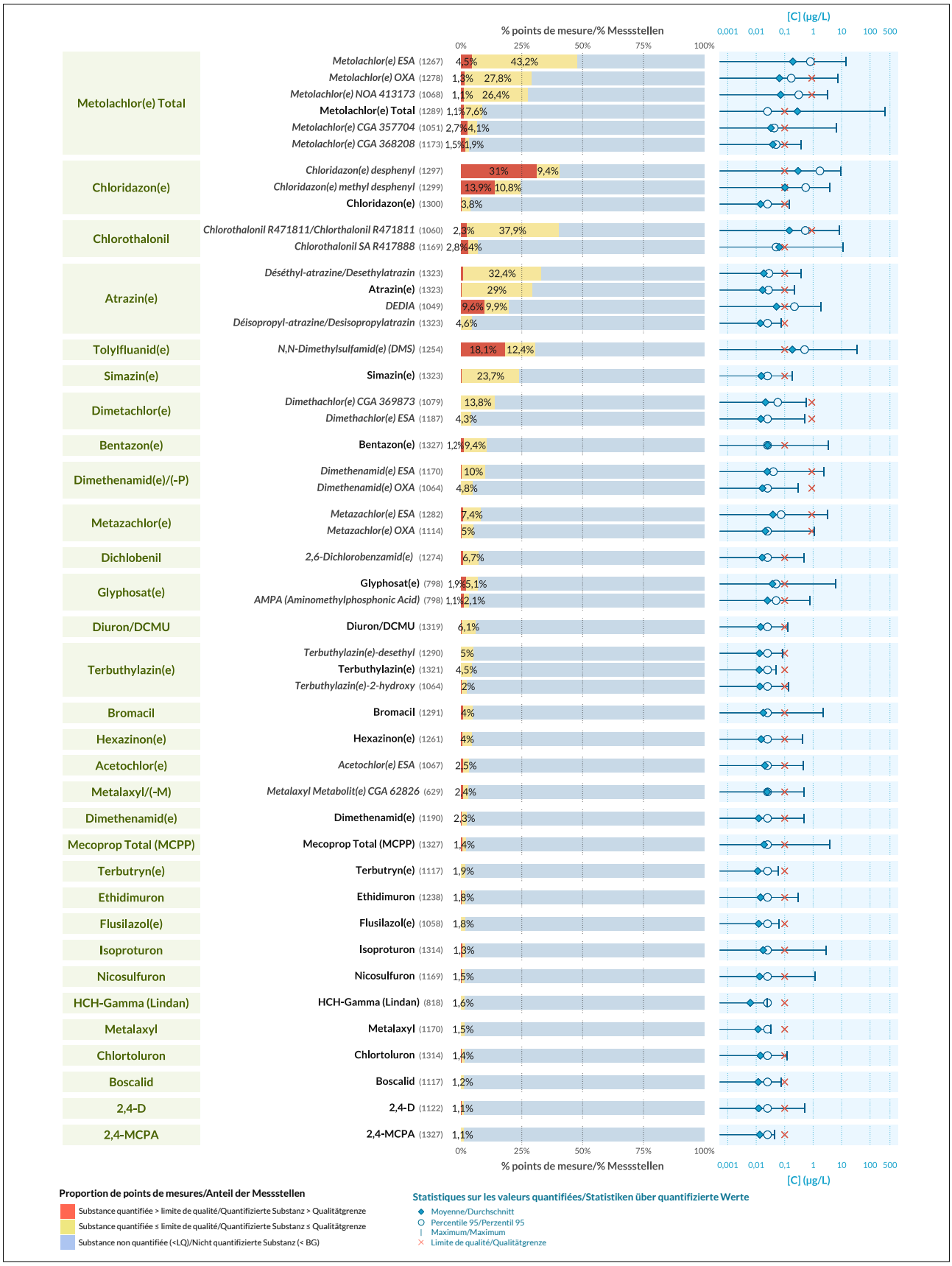


Figure 5.9 : Caractérisation de la présence des pesticides et des métabolites. À gauche : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières. À droite : indicateurs statistiques des distributions des concentrations (en µg/L). Seules les 48 substances quantifiées à plus de 1 % sont représentées

Abbildung 5.9: Charakterisierung des Vorhandenseins von PSM und Metaboliten; links: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte; rechts: Statistische Indikatoren der Konzentrationsverteilung (in µg/L). Es sind die 48 Stoffe dargestellt, die an mehr als 1 % der Messstellen quantifiziert wurden.mehr als 1 % beträgt

Focus sur les six groupes de pesticides les plus quantifiés

[N.B. : Nous nommons « groupe » une substance active et/ou les métabolites de cette substance.]

Les six groupes de pesticides les plus quantifiés sont également ceux induisant le plus de dépassements des valeurs seuils transfrontalières. Ils font l'objet d'une analyse approfondie présentée dans cette partie.

D'une manière générale, ces groupes présentent des profils de contamination et de pollution différents entre les régions partenaires, qui s'expliquent, entre autres, par un décalage des dates d'interdiction ou par des hétérogénéités des pratiques agricoles (**Figure 5.10**).

Chloridazone : des résidus encore largement présents

Herbicide de la betterave, la chloridazone a été successivement interdite en Allemagne (2018), en Suisse (2020) et en France (2021).

Ce groupe de pesticides dégrade le plus la qualité de l'eau à l'échelle transfrontalière, d'après les valeurs seuils transfrontalières prises en référence.

Les taux de dépassement des valeurs seuils transfrontalières (0,1 µg/L) pour les métabolites desphényl et méthyl desphényl atteignent 65 et 34 % des points de mesure de Rhénanie-Palatinat, et 60 et 29 % pour la Hesse, ce qui en fait les régions les plus impactées par ces substances (**Figure 5.10** et **Carte 5.3**).

Seuls les cantons suisses sont épargnés par des dépassements de valeurs seuils transfrontalières. D'après l'occupation urbaine des sols des deux cantons ce groupe de substances n'est probablement pas ou peu utilisé.

Carte de la chloridazone et de ses métabolites

Tolylfluanide : des concentrations élevées en métabolites

Le tolylfluanide est un fongicide utilisé autrefois en arboriculture et en horticulture, et interdit depuis près de 20 ans dans chacun des pays partenaires. Son métabolite, le N,N-Dimethylsulfamide (DMS) considéré pertinent au niveau transfrontalier, est la deuxième substance présentant le plus de dépassements des valeurs seuils transfrontalières (0,1 µg/L). C'est dans les trois Länder allemands que les taux de dépassement sont les plus importants, soit entre 23 et 35 % des points de mesure.

À noter que le DMS est aussi un métabolite pouvant provenir d'autres substances comme le dichlofluanide, qui n'est plus approuvé en Europe depuis 2009 en tant que pesticide agricole (fongicide), mais qui conserve un usage autorisé en tant que biocide non agricole.

Carte des deux métabolites de tolylfluanide

Fokus auf die sechs am häufigsten nachgewiesenen Gruppen von Pflanzenschutzmitteln

[Anmerkung: Als „Gruppe" wird ein Wirkstoff und/oder die Metaboliten dieses Wirkstoffs bezeichnet.]

Die sechs PSM-Gruppen mit der höchsten Fundhäufigkeit sind auch diejenigen mit den meisten Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte. Sie werden in diesem Abschnitt einer eingehenden Analyse unterzogen.

Generell weisen diese Gruppen in den Partnerregionen unterschiedliche Profile auf, was den Nachweis und die Überschreitung der Schwellenwerte angeht. Dies ist unter anderem auf unterschiedliche Verbotszeitpunkte oder abweichende landwirtschaftliche Praktiken zurückzuführen (**Abbildung 5.10**).

Chloridazon: Nach wie vor weit verbreitete Rückstände

Das Rübenherbizid Chloridazon wurde sukzessive in Deutschland (2018), der Schweiz (2020) und Frankreich (2021) verboten.

Diese Gruppe von Pflanzenschutzmitteln beeinträchtigt die grenzüberschreitende Wasserqualität bei Anwendung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte am stärksten.

Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte (0,1 µg/L) für die grenzüberschreitend als relevant eingestuften Metaboliten Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon betrafen 65 % bzw. 34 % der Messstellen in Rheinland-Pfalz und 60 % bzw. 29 % der Messstellen in Hessen. Dies sind damit die am stärksten betroffenen Gebiete hinsichtlich dieser Stoffgruppe (**Abbildung 5.10** und **Karte 5.3)**.

Nur in den Schweizer Kantonen sind keine Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte zu beobachten. Diese Stoffgruppe wird aufgrund der urbanen Landnutzung in den beiden Kantonen vermutlich nicht oder nur in geringem Umfang verwendet.

Karte zu Chloridazon und seinen Metaboliten

Tolylfluanid: hohe Metabolit-Konzentrationen

Das Fungizid Tolylfluanid wurde früher im Obst- und Gartenbau verwendet und ist seit fast 20 Jahren in allen Partnerländern verboten. Sein grenzüberschreitend als relevant eingestufter Metabolit N,N-Dimethylsulfamid (DMS) ist der Stoff mit den zweithäufigsten Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte (0,1 µg/L). In den drei deutschen Bundesländern sind die Überschreitungsraten mit 23 bis 35 % der untersuchten Messstellen am höchsten.

Es sei darauf hingewiesen, dass der Metabolit N,N-Dimethylsulfamid (DMS) auch aus anderen Substanzen wie Dichlofluanid stammen kann, das seit 2009 in Europa nicht mehr als landwirtschaftliches

S-Métolachlore : les effets d'une interdiction à suivre

Le S-métolachlore s'est imposé comme le principal herbicide de grandes cultures, notamment du maïs. Par conséquent, ses métabolites sont retrouvés dans toutes les régions d'étude.

En considérant la substance active et ses métabolites réunis, 9,9 % des points dépassent les valeurs seuils transfrontalières (0,1 µg/L et 0,9 µg/L selon le statut de pertinence). Les points de mesure concernés par ces fortes teneurs sont situés au sud de la Hesse, en Alsace (nord de Strasbourg et piémont vosgien), ainsi qu'au Bade-Wurtemberg (entre Kehl et Baden-Baden) (**Carte 5.3**). La plupart des dépassements de la valeur limite transfrontalière (0,9 µg/L) concernent le métolachlore ESA.

Globalement, c'est en Alsace que les taux de quantification sont les plus élevés (72 % pour au moins une des six substances).

Le S-métolachlore a été interdit en 2024 dans tous les pays partenaires. Les prochains inventaires devront examiner dans quelle mesure cela améliorera la qualité des eaux souterraines.

Carte du métolachlore et de ses métabolites

Triazines (groupe de l'atrazine et de la simazine) : persistance en Alsace et dans les cantons suisses

L'atrazine et la simazine ont été largement utilisés par le passé pour le désherbage des cultures de maïs.

Interdite dès 1991 en Allemagne, l'atrazine n'y est quasiment plus quantifiée et les dépassements de valeurs seuils transfrontalières (0,1 µg/L) se raréfient, que ce soit pour la substance active ou ses métabolites. Le constat est identique pour la simazine, interdite en 2003.

L'atrazine a été interdite en 2003 en France et en 2007 en Suisse. Les taux de quantification, pour la substance active ou ses métabolites, y sont encore importants et supérieurs à 50 %. Parmi les métabolites, la DEDIA induit le plus de dépassements de la valeur seuil (0,1 µg/L) avec un taux de 10 %. La problématique alsacienne de l'atrazine et de ses métabolites perdure encore vingt ans après l'interdiction.

La simazine est encore fortement quantifiée en France (51 %) et Suisse (97 %), mais à des concentrations inférieures à 0,1 µg/L.

Carte de l'atrazine et de ses métabolites et carte de la simazine

Pflanzenschutzmittel (Fungizid) zugelassen ist, aber weiterhin als nicht-landwirtschaftliches Biozid verwendet werden darf.

Karte der beiden Metaboliten von Tolylfluanid

S-Metolachlor: Auswirkungen des Verbots bleiben abzuwarten

S-Metolachlor hatte sich als wichtigstes Herbizid für den Ackerbau, insbesondere im Maisanbau, durchgesetzt. Daher sind seine Metaboliten im gesamten Untersuchungsgebiet anzutreffen.

Betrachtet man den Wirkstoff und seine Metaboliten zusammen, überschreiten 9,9 % der Messstellen die grenzüberschreitenden Schwellenwerte (0,1 µg/L und 0,9 µg/L, je nach Relevanzstatus). Die von diesen hohen Konzentrationen betroffenen Messstellen befinden sich in Südhessen, im Elsass (nördlich von Straßburg und Vogesenvorland) sowie in Baden-Württemberg (zwischen Kehl und Baden-Baden) (**Karte 5.3**). Die meisten Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwertes (0,9 µg/L) weist Metolachlor ESA auf.

Insgesamt sind die Nachweisraten im Elsass am höchsten (72 % der Messstellen für mindestens einen der sechs Stoffe dieser Gruppe).

S-Metolachlor wurde 2024 in allen Partnerländern verboten. Inwieweit sich dies auf die Grundwasserqualität auswirkt, wird bei den nächsten Bestandsaufnahmen zu untersuchen sein.

Karte von Metolachlor und seinen Metaboliten

Triazine (Atrazin- und Simazin-Gruppe): Persistenz im Elsass und in den Schweizer Kantonen

Atrazin und Simazin wurden in der Vergangenheit häufig zur Unkrautbekämpfung im Maisanbau eingesetzt.

Atrazin ist seit 1991 in Deutschland verboten und wird hier kaum noch nachgewiesen. Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte (0,1 µg/L) sind sowohl für den Wirkstoff als auch für seine Metaboliten selten geworden. Das Gleiche gilt für Simazin, das 2003 verboten wurde.

Atrazin wurde 2003 in Frankreich und 2007 in der Schweiz verboten. Die Bestimmungshäufigkeit des Wirkstoffs oder der Metaboliten ist dort mit über 50 % der Messstellen immer noch hoch. Unter den Metaboliten führt Desisopropyl-Desethylatrazin (DEDIA) mit 10 % der Messstellen am häufigsten zu Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts (0,1 µg/L). Im Elsass sind Atrazin und seine Metaboliten auch zwanzig Jahre nach dem Verbot noch problematisch.

Simazin wird in Frankreich (51 %) und der Schweiz (97 %) noch immer häufig nachgewiesen, allerdings in Konzentrationen unter 0,1 µg/L.

Karte zu Atrazin und seinen Metaboliten und Karte zu Simazin

Modélisation prédictive du transport de pesticides dans la zone non saturée de l'aquifère

En soutien de l'interprétation des résultats sur les pesticides, l'ITES, partenaire technique du projet ERMES-ii-Rhin, a mené conjointement à la réalisation de celui-ci, une étude portant sur la modélisation du transport et de la transformation des pesticides dans la zone non saturée. Ces travaux ont été menés sur la partie française de l'aquifère rhénan et ont ciblé l'atrazine et son métabolite la déséthyl-atrazine (DEA). Une synthèse intermédiaire des résultats de cette étude est disponible sous ce lien :
https://hal.science/hal-05569918

Chlorothalonil : problématique des métabolites

Fongicide utilisé sur le blé ou l'orge, le chlorothalonil est interdit sur toute la zone d'étude depuis 2020 (2019 en Allemagne).

Les métabolites du chlorothalonil sont essentiellement retrouvés en Allemagne, ainsi qu'en Suisse. Les zones les plus impactées du point de vue des valeurs seuils transfrontalières (0,1 µg/L pour le chlorothalonil R417888 et 0,9 µg/L pour le chlorothalonil R471811) sont au sud du Bade-Wurtemberg (ouest de Müllheim), ainsi que dans la région de Mannheim (**Carte 5.3**). En Hesse, la valeur seuil transfrontalière est dépassée sur 11 % des points pour le chlorothalonil R471811, par ailleurs quantifié sur 92 % des points.

Cartes des métabolites du chlorothalonil

Vorhersagemodellierung des Pestizidtransports im ungesättigten Bereich des Grundwasserleiters

Zur Unterstützung der Interpretation der Ergebnisse zu Pestiziden hat ITES, technischer Partner des Projekts ERMES-ii-Rhein, parallel zur Durchführung dieses Projekts eine Studie zur Modellierung des Transports und der Umwandlung von Pestiziden im ungesättigten Bereich durchgeführt. Diese Arbeiten wurden im französischen Teil des Rheingrundwasserleiters durchgeführt und konzentrierten sich auf Atrazin und seinen Metaboliten Desethylatrazin (DEA). Eine vorläufige Zusammenfassung der Ergebnisse dieser Studie ist unter folgendem Link verfügbar: https://hal.science/hal-05569918

Chlorthalonil: Problematik der Metaboliten

Das im Weizen- und Gerstenanbau eingesetzte Fungizid Chlorthalonil ist seit 2020 im gesamten Untersuchungsgebiet verboten (in Deutschland seit 2019).

Die Metaboliten von Chlorthalonil wurden vor allem in Deutschland und in der Schweiz nachgewiesen. Die von Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwertes je nach grenzüberschreitend festgelegtem Relevanzstatus (0,1 µg/L für Chlorthalonil R417888 und 0,9 µg/L für Chlorthalonil R471811) am stärksten betroffenen Gebiete liegen im Süden Baden-Württembergs (westlich von Müllheim) sowie in der Region Mannheim (**Karte 5.3**). In Hessen wird der grenzüberschreitende Schwellenwert für Chlorthalonil R471811, das an 92 % der Messstellen nachgewiesen wurde, an 11 % der Messstellen überschritten.

Karten der Metaboliten von Chlorthalonil

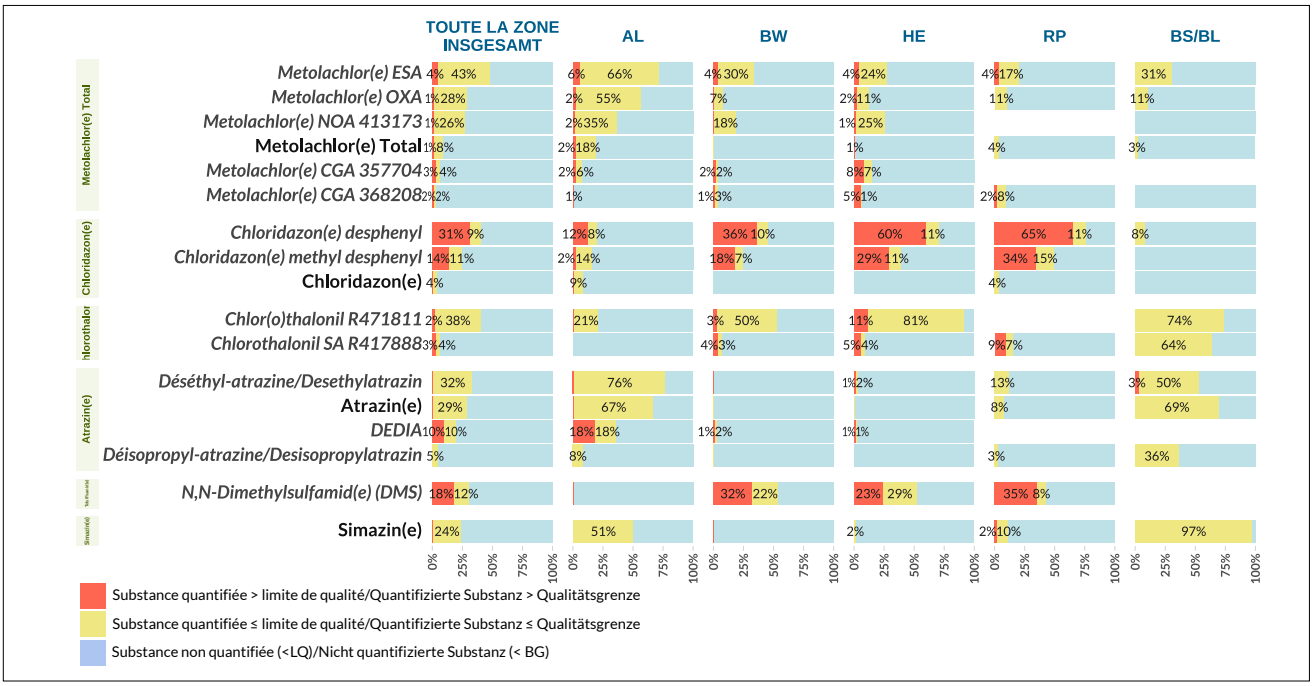
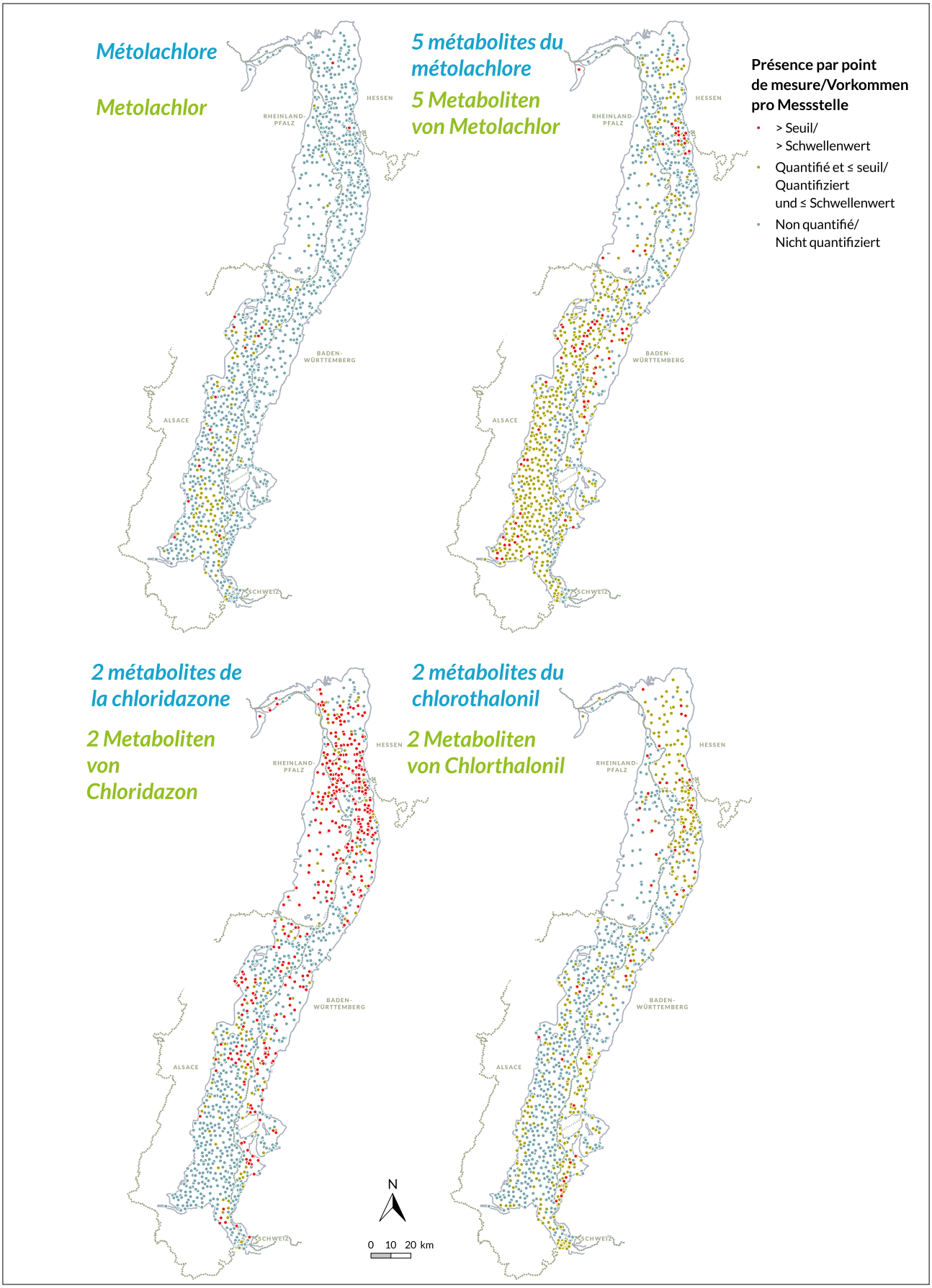


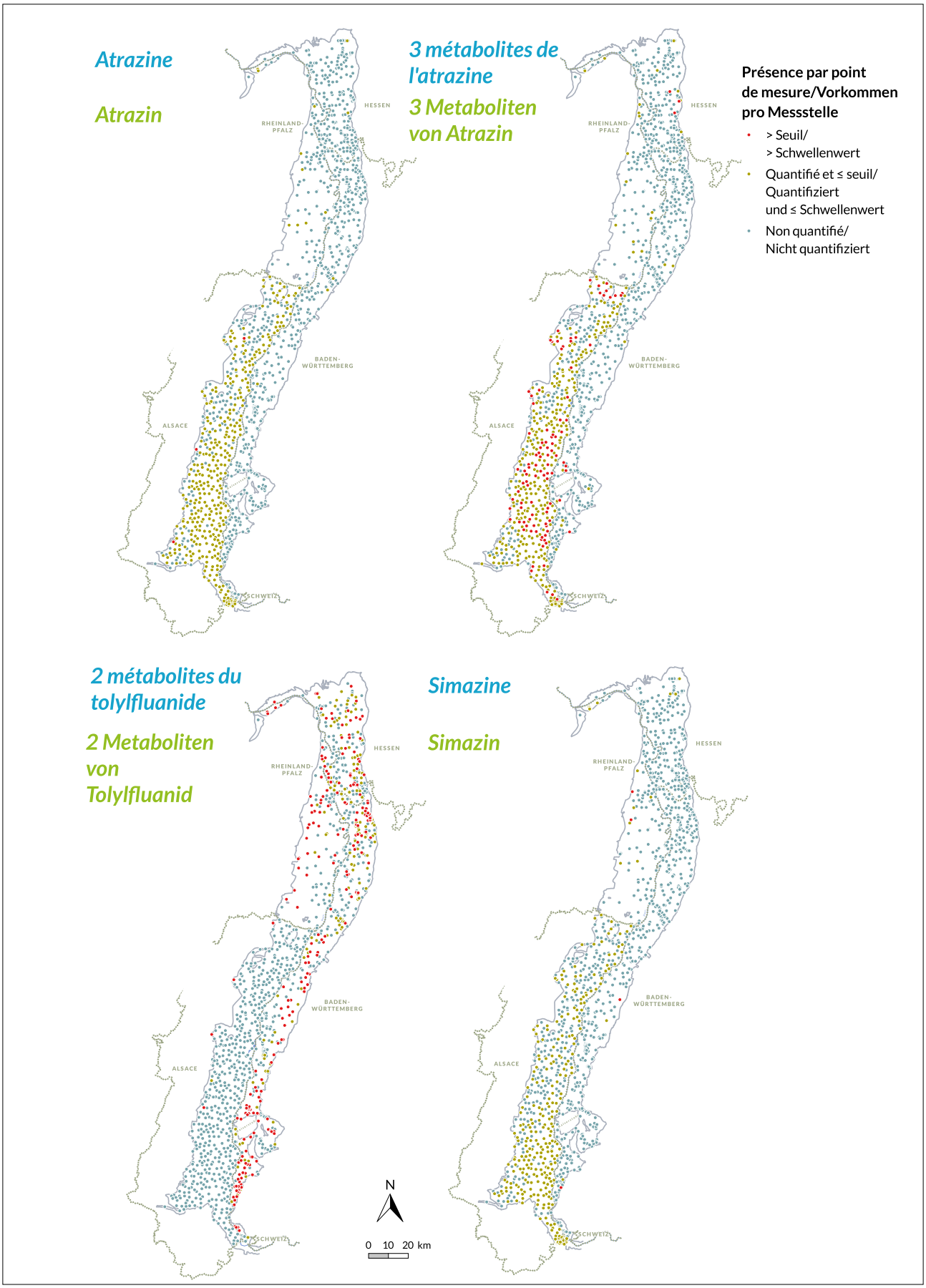
Figure 5.10 : Fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières par région pour les six groupes de substances les plus retrouvées

Abbildung 5.10: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte nach Teilgebiet für die sechs am häufigsten nachgewiesenen Stoffgruppen



Carte 5.3 : Quantification et dépassement des valeurs seuils transfrontalières des pesticides et métabolites les plus retrouvés

Karte 5.3: Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte der am häufigsten vorkommenden Pflanzenschutzmittel und Metaboliten



Carte 5.3 : Quantification et dépassement des valeurs seuils transfrontalières des pesticides et métabolites les plus retrouvés

Karte 5.3: Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte der am häufigsten vorkommenden Pflanzenschutzmittel und Metaboliten

5.2.4.

Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

La comparaison des concentrations entre 2016 et 2024 est réalisée sur 1 184 points communs et 61 substances communes aux deux années, sur une liste identique de substances pour chaque point. La limite de quantification pour chaque paramètre est définie par partenaire et harmonisée entre 2016 et 2024, en retenant la plus haute entre les deux années (**Tableau 5.4**).

Les valeurs seuils de référence prises en compte correspondent aux valeurs seuils transfrontalières sélectionnées pour le présent projet (**cf. Annexe 3**).

5.2.4.1. Évolution générale

Évolution des concentrations en fonction des valeurs seuils transfrontalières

Les niveaux de concentration observés sur le réseau commun ont sensiblement diminué de 2016 à 2024, mais les fréquences de quantification laissent penser que la qualité des eaux de la nappe phréatique rhénane semble encore durablement détériorée.

La part de points présentant des concentrations supérieures aux valeurs seuils transfrontalières passe de 51,3 % en 2016 à 47,2 % en 2024 (**Figure 5.11**).

Une faible diminution du nombre de points affichant de très fortes valeurs (supérieures à 2 µg/L par substance et 5 µg/L pour la somme) est aussi visible.

En revanche, le nombre de points de mesure communs où aucune substance n'a été quantifiée stagne à 15,2 % entre les deux années.

La répartition spatiale des points ayant des concentrations supérieures aux valeurs seuils transfrontalières reste globalement inchangée entre 2016 et en 2024. La situation apparaît relativement stable (**Carte 5.4**).

D'une manière générale les points qui étaient dégradés en 2016 le restent en 2024. 39 % des points sont dans cette situation.

Sur 40 % des points, les valeurs seuils transfrontalières n'ont été dépassées sur aucune des deux campagnes.

Les évolutions suivantes ont été remarquées :

- pour 8 % des points, de nouveaux dépassements des valeurs seuils sont survenus en 2024. Cette dégradation concerne principalement des points situés en Hesse, ainsi qu'en centre plaine d'Alsace ;
- 13 % des points de mesure où un dépassement des valeurs limites avait été observé en 2016 ne présentaient plus de dépassement en 2024. Cette amélioration est notamment perceptible en Alsace (bordure du Pliocène, au nord de Strasbourg, ou encore en centre plaine, où des dégradations sont aussi constatées) (**Figure 5.12**).

5.2.4.

Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der Vergleich der Konzentrationen zwischen 2016 und 2024 erfolgte anhand von 1.184 konsistenten Messstellen und 61 konsistenten Stoffen, wobei für jede Messstelle eine identische Liste von Stoffen zugrunde gelegt wurde. Die Bestimmungsgrenze wurde für jeden Parameter jeweils von den Partnern festgelegt und zwischen 2016 und 2024 mit dem höheren Wert der beiden Jahre vereinheitlicht (**Tabelle 5.4**).

Die berücksichtigten Referenzschwellenwerte entsprechen den für dieses Projekt ausgewählten grenzüberschreitenden Schwellenwerten (**s. Anhang 3**).

5.2.4.1. Allgemeine Entwicklung

Entwicklung der Konzentrationen in Bezug auf die grenzüberschreitenden Schwellenwerte

Die gemessenen Konzentrationen sind an den konsistenten Messstellen zwischen 2016 und 2024 deutlich gesunken, jedoch scheint die Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben aufgrund der Fundhäufigkeiten weiterhin nachhaltig beeinträchtigt zu sein.

Der Anteil der konsistenten Messstellen, an denen die grenzüberschreitenden Schwellenwerte überschritten wurden, sank von 51,3 % im Jahr 2016 auf 47,2 % im Jahr 2024 (**Abbildung 5.11**). Weiterhin war ein leichter Rückgang der Anzahl der Messstellen mit sehr hohen Werten (über 2 µg/L pro Stoff und 5 µg/L für die Summe) zu beobachten.

Die Anzahl der konsistenten Messstellen, an denen kein Stoff nachweisbar war, liegt in beiden Jahren bei 15,2 %.

Die räumliche Verteilung der Messstellen mit Konzentrationen über den grenzüberschreitenden Schwellenwerten bleibt zwischen 2016 und 2024 insgesamt unverändert. Die Situation erscheint damit relativ stabil (**Karte 5.4**).

Im Allgemeinen sind die Messstellen, die 2016 Positivbefunde aufwiesen, auch 2024 belastet. Dies trifft auf 39 % der Messstellen zu.

An 40 % der Messstellen wurden die grenzüberschreitenden Schwellenwerte in keiner der beiden Kampagnen überschritten.

Folgende Veränderungen sind zu beobachten:

- An 8 % der konsistenten Messstellen wurden 2024 neue Überschreitungen der Schwellenwerte registriert. Diese Verschlechterung betrifft hauptsächlich Messstellen in Hessen sowie in der elsässischen Tiefebene.
- 13 % der Messstellen, an denen 2016 noch eine Überschreitung der Schwellenwerte beobachtet wurde, zeigten diese Überschreitung 2024 nicht mehr. Diese Verbesserung ist insbesondere im Elsass zu verzeichnen (am Rande der Pliozän-Terrasse, nördlich von Straßburg und in der zentralen Ebene, wo auch Verschlechterungen festgestellt wurden) (**Abbildung 5.12**).

Code Sandre (FR)	N°CAS CAS-Nummer	Paramètre Parameter	LQ harmonisée 2016-2024 par partenaire Harmonisierte BG 2016–2024 pro Partner					
			AL	BW	HE	RP	BS	BL
1101	15972-60-8	Alachlor(e)	0,002			0,02		
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	0,002	0,05	0,05	0,02	0,005	0,005
1108	6190-65-4	Déséthyl-atrazine Desethylatrazin	0,002	0,05	0,05	0,02	0,005	0,005
1109	1007-28-9	Déisopropyl-atrazine Desisopropylatrazin	0,01	0,05	0,1	0,03	0,005	0,005
1113	25057-89-0	Bentazon(e)	0,002	0,05	0,05	0,03	0,001	0,001
1133	1698-60-8	Chloridazon(e)	0,002		0,05	0,03	0,005	0,005
1136	15545-48-9	Chlortoluron	0,002		0,05	0,04	0,001	0,001
1137	21725-46-2	Cyanazin(e)	0,002			0,02		
1141	94-75-7	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	0,002				0,005	0,005
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP)	0,002		0,05	0,03		0,005
1175	60-51-5	Dimethoat(e)	0,005			0,02	0,001	0,001
1177	330-54-1	Diuron/DCMU	0,002	0,05	0,05	0,05	0,003	0,003
1194	85509-19-9	Flusilazol(e)	0,002	0,05		0,02		
1203	58-89-9	Hexachlorocyclohexane gamma γ-Hexachlorcyclohexan	0,001		0,05	0,02		
1208	34123-59-6	Isoproturon	0,002	0,05	0,05	0,04	0,001	0,001
1209	330-55-2	Linuron	0,005			0,03	0,01	0,01
1212	94-74-6	2,4-MCPA	0,002	0,05	0,05	0,03	0,005	0,005
1214	7085-19-0	Mecoprop Total (Gesamt) (MCPP)	0,002	0,05	0,05	0,03	0,003	0,003
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	0,002			0,02	0,025	0,025
1216	18691-97-9	Methabenzthiazuron	0,005			0,03		
1221	51218-45-2	Metolachlor(e) Total	0,005	0,05	0,1	0,04	0,003	0,003
1225	21087-64-9	Metribuzin(e)	0,002			0,02	0,005	0,005
1256	139-40-2	Propazin(e)	0,005	0,05	0,05	0,03	0,005	
1263	122-34-9	Simazin(e)	0,002	0,05	0,05	0,02	0,005	0,005
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	0,002	0,05	0,06	0,02	0,003	0,003
1480	1918-00-9	Dicamba	0,1				0,025	
1670	67129-08-2	Metazachlor(e)	0,002	0,05	0,05	0,02	0,002	0,002
1673	51235-04-2	Hexazinon(e)		0,05		0,02		
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e)	0,002			0,02	0,001	0,001
1686	314-40-9	Bromacil	0,002	0,05	0,1	0,03		
1706	57837-19-1	Metalaxyl	0,002	0,05		0,02	0,005	0,005
1763	30043-49-3	Ethidimuron	0,002		0,05	0,02		
1814	83164-33-4	Diflufenicanil Diflufenican	0,002			0,03	0,05	0,05
1830	3397-62-4	Déséthyl-déisopropyl-atrazine Desethyl-Desisopropylatrazin (DEDIA)	0,03	0,05	0,03			
2008	96525-23-4	Flurtamone	0,002			0,02		
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamid(e)	0,002	0,05	0,05	0,05	0,005	0,005
2045	30125-63-4	Terbuthylazin(e)-desethyl	0,002	0,05	0,05	0,02	0,005	0,005

Code Sandre (FR)	N°CAS CAS-Nummer	Paramètre Parameter	LQ harmonisée 2016-2024 par partenaire Harmonisierte BG 2016–2024 pro Partner					
			AL	BW	HE	RP	BS	BL
2546	50563-36-5	Dimetachlor(e)	0,002			0,02	0,005	0,005
5526	188425-85-6	Boscalid	0,002			0,02	0,005	0,005
6378	6339-19-1	Chloridazon(e) desphenyl	0,05	0,05	0,05	0,25		
6379	17254-80-7	Chloridazon(e) methyl desphenyl	0,02	0,05	0,05	0,05		
6380	1086384-49-7	Dimethachlor(e) OXA	0,005	0,05		0,05	0,025	0,025
6381	1231710-75-0	Dimethachlor(e) ESA	0,005	0,05	0,03	0,05	0,01	0,005
6384	3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid(e) (DMS)	0,1	0,05	0,05	0,25		
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA	0,005	0,05	0,05	0,05	0,01	0,02
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA	0,01	0,05		0,05	0,005	0,01
6856	187022-11-3	Acetochlor(e) ESA	0,02	0,05				
6862	194992-44-4	Acetochlor(e) OXA	0,02	0,05				
6863	201668-31-7	Flufenacet OXA	0,005	0,05				
6864	201668-32-8	Flufenacet ESA	0,005	0,05	0,03			
6865	205939-58-8	Dimethenamid(e) ESA	0,005	0,05	0,03	0,05	0,01	0,005
6894	1231244-60-2	Metazachlor(e) OXA	0,01	0,05		0,05	0,025	0,025
6895	172960-62-2	Metazachlor(e) ESA	0,01	0,05	0,05	0,05	0,01	0,01
7522	113614-08-7	Beflubutamid(e)	0,03	0,05		0,02		
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil R417888 Chlorthalonil R417888	0,1		0,03	0,05		
7727	1418095-08-5	Dimethachlor(e) CGA 369873	0,01	0,05	0,03			
7729	1418095-19-8	Metolachlor(e) NOA 413173	0,02	0,05	0,03			
7731	1217465-10-5	Metolachlor(e) CGA 357704	0,02	0,05	0,03			
7735	380412-59-9	Dimethenamid(e) OXA	0,005	0,05		0,05		
7895	75596-99-5	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 62826		0,05	0,03	0,05		
7896	104390-56-9	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 108906	0,1	0,05		0,05		

Tableau 5.4 : Liste des 61 pesticides (substances actives et métabolites) communs aux campagnes 2016 et 2024, avec les limites de quantification harmonisées entre les deux années, par partenaire

Tabelle 5.4: Liste der 61 PSM, die in den Kampagnen 2016 und 2024 gemeinsam untersucht wurden, mit den zwischen den beiden Kampagnenharmonisierten Bestimmungsgrenzen, nach Partner

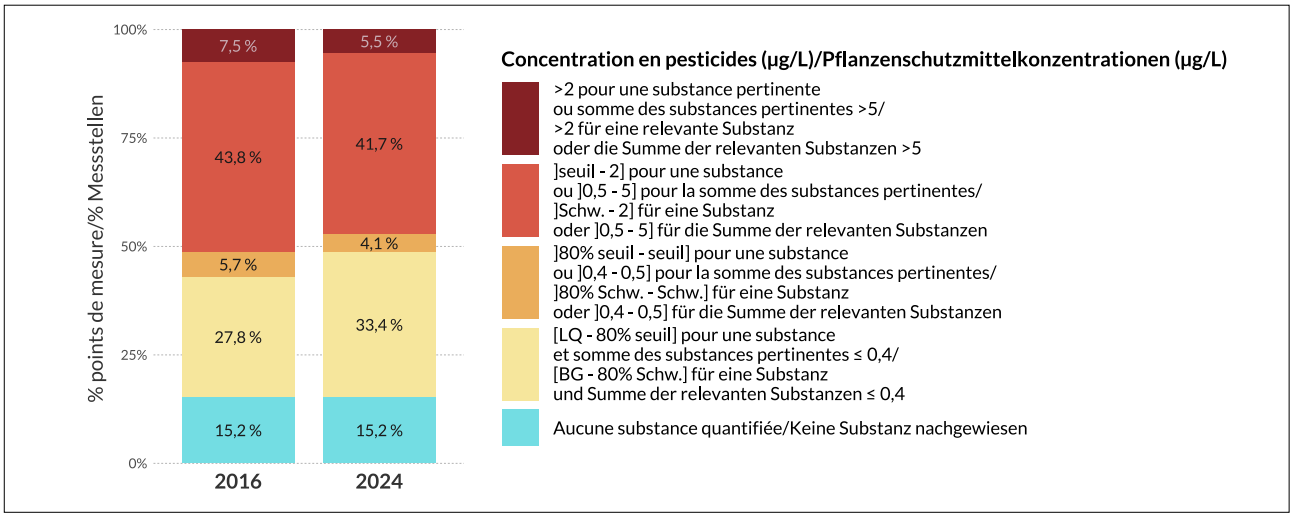


Figure 5.11 : Évolution 2016-2024 des classes de concentration et des fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières pour les points de mesure communs aux deux campagnes

Abbildung 5.11: Entwicklung der Konzentrationsklassen, der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte 2016–2024 an den konsistenten Messstellen der beiden Kampagnen

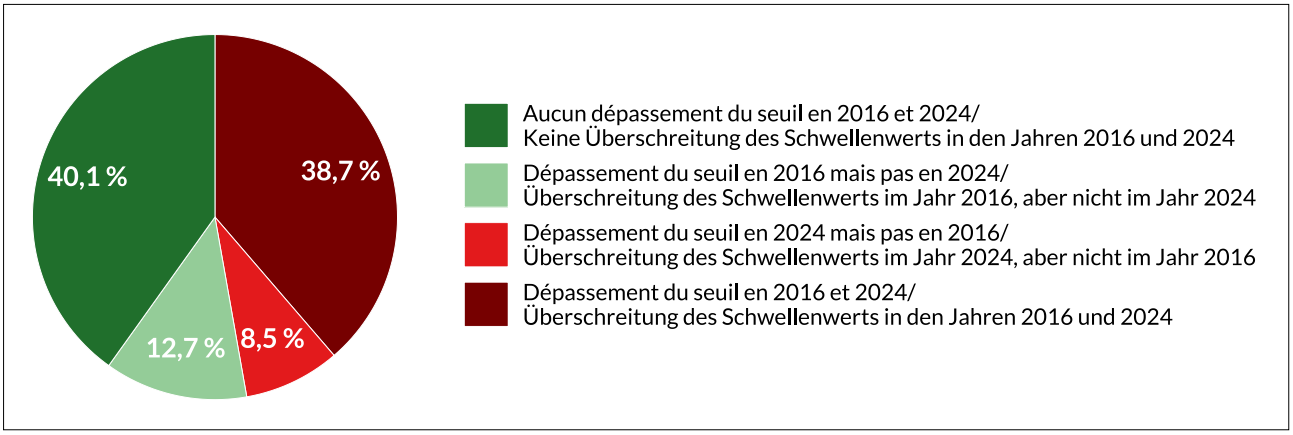


Figure 5.12 : Évolution 2016-2024 de la fréquence de dépassement des valeurs seuils transfrontalières pour les points de mesure communs aux deux campagnes

Abbildung 5.12: Entwicklung der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte an den konsistenten Messstellen in den beiden Kampagnen

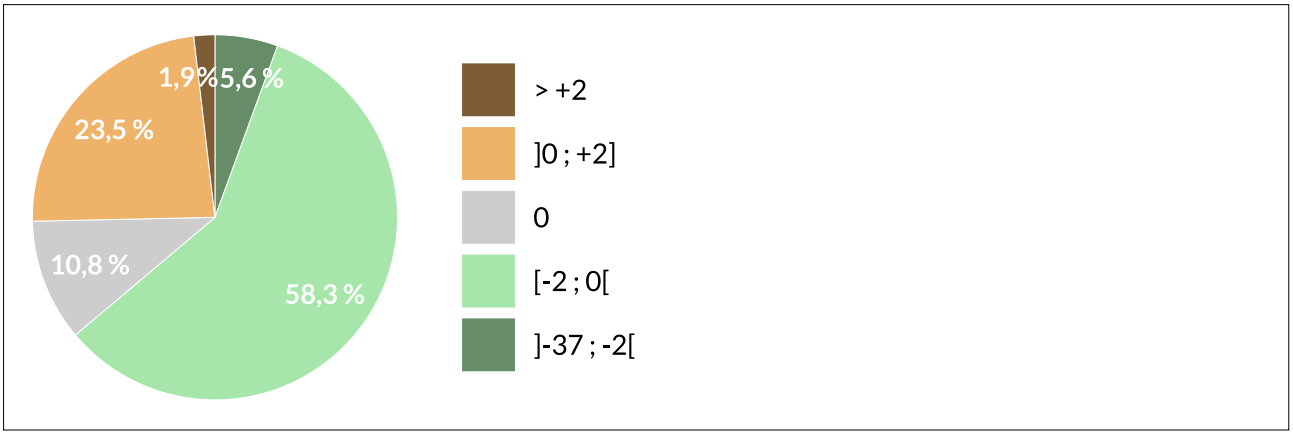
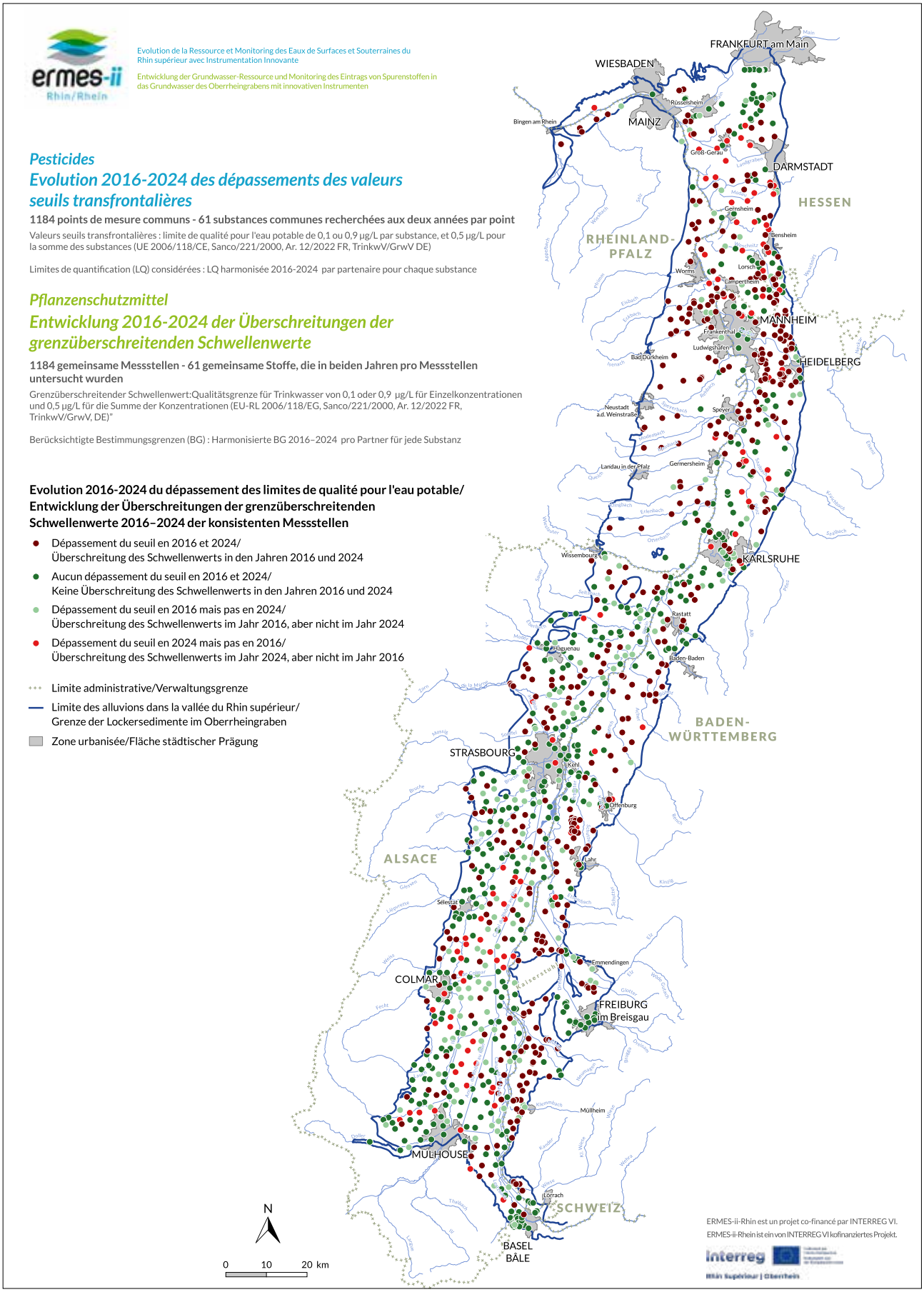


Figure 5.13 : Évolution 2016-2024 de la somme totale en pesticides (substances actives et métabolites tous confondus) pour les points de mesure communs

Abbildung 5.13: Entwicklung 2016-2024 der PSM-Gesamtsumme (aller Wirkstoffe und Metaboliten) für die konsistenten Messstellen



Carte 5.4 : Évolution 2016-2024 du dépassement des valeurs seuils transfrontalières pour les points de mesure communs aux deux campagnes

Karte 5.4: Entwicklung 2016–2024 der konsistenten Messstellen mit neuen Schwellenwertüber- bzw. -unterschreitungen

Évolution de la charge totale de pesticides

La **Carte 5.5** et la **Figure 5.13** représentent l'évolution de la charge totale en pesticides. Elles constituent un outil scientifique complémentaire, destiné à observer les dynamiques temporelles liées à l'usage des pesticides et à leur comportement dans les eaux souterraines.

Entre 2016 et 2024, la somme des concentrations de l'ensemble des pesticides analysés (métabolites inclus) a diminué sur 63,9 % des points (**Figure 5.13**). Les baisses sont observées au centre de la plaine d'Alsace, dans les cantons de Bâle-Ville et Bâle-Campagne, en Rhénanie-Palatinat, et entre Müllheim et Lahr (**Carte 5.5**). Une baisse de 37 µg/L a notamment été enregistrée sur un point de mesure au nord de Colmar.

À l'inverse, 25,4 % des points enregistrent une augmentation de la somme. Ces augmentations se localisent au nord de la zone d'étude et sur certains secteurs à l'ouest en Alsace et entre Strasbourg et Karlsruhe. Par exemple, une hausse de 6 µg/L a été relevé sur un point de mesure à l'ouest de Heidelberg.

5.2.4.2. Évolution par substance

La comparaison de l'évolution 2016-2024 par pesticide a été effectuée sur 61 substances communes et sur les points communs pour chacune d'elles (**Figure 5.14**). Les limites de quantification ont été harmonisées par partenaire.

Les substances qui s'étaient déjà révélées problématiques en 2016 le sont encore en 2024. Toutefois, de nombreuses baisses des fréquences de quantification et des fréquences de dépassement des valeurs seuils transfrontalières (32 substances en 2016, 28 en 2024) sont observées.

Dépassement des valeurs seuils : le N,N-Diméthylsulfamide (DMS) (-6,3 %), la chloridazone desphényl (-5,3 %), la chloridazone méthyl desphényl (-1 %), l'atrazine déisopropyl déséthyl (DEDIA) (+2 %), le chlorothalonil R417888 (-0,4 %) et les métabolites du S-métolachlore (de −2 à 0 %) continuent d'exercer une pression importante sur la qualité de l'eau, malgré les évolutions observées.

Les fréquences de quantification de neuf des dix substances actives et métabolites les plus quantifiés en 2024 sont en baisse par rapport à 2016.

Parmi les évolutions les plus remarquables, on peut noter celles de l'atrazine déisopropyl déséthyl (DEDIA) (-10 %), du métolachlore NOA (-9 %) et de la chloridazone desphényl (-5,8 %).

Concernant les six autres molécules, une baisse plus mesurée, de l'ordre de 1 à 4 % est observée.

L'effet des interdictions est donc relativement lent à se faire ressentir. Cette situation traduit à la fois :

- un phénomène de persistance dans l'environnement (sols, eaux) des métabolites ;
- un phénomène d'accumulation : les métabolites de substances actives autorisées se cumulent à ceux des substances interdites récemment ou anciennement.

Entwicklung der Gesamtbelastung durch Pflanzenschutzmittel

Die **Karte 5.5** und **Abbildung 5.13** zeigen die Entwicklung der Gesamtbelastung durch Pflanzenschutzmittel. Diese Abbildungen stellen ein ergänzendes wissenschaftliches Instrument zur Beobachtung der zeitlichen Dynamiken im Zusammenhang mit dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und deren Verhalten im Grundwasser dar.

Zwischen 2016 und 2024 sank die Konzentrationssumme aller untersuchten PSM (einschl. Metaboliten) an 63,9 % der Messstellen (**Abbildung 5.13**). Die Rückgänge wurden in der zentralelsässischen Tiefebene, in den Kantonen Basel-Stadt und Basel-Landschaft, in Rheinland-Pfalz und zwischen Müllheim und Lahr beobachtet (**Karte 5.5**). An einer Messstelle nördlich von Colmar wurde ein Rückgang um 37 µg/L verzeichnet.

Dagegen weisen 25,4 % der Messstellen einen höheren Summenwert auf. Diese Anstiege sind im Norden des Untersuchungsgebiets und in manchen Bereichen im Westen des Elsass sowie zwischen Straßburg und Karlsruhe zu beobachten. So wurde beispielsweise an einer Messstelle westlich von Heidelberg ein Anstieg um 6 µg/L festgestellt.

5.2.4.2. Entwicklung nach Substanz

Der Vergleich 2016–2024 der einzelnen Pflanzenschutzmittel und deren Metaboliten wurde für die 61 in beiden Kampagnen untersuchten Substanzen an den konsistenten Messstellen für jede dieser Substanzen durchgeführt (**Abbildung 5.14**). Die Bestimmungsgrenzen wurden für jeden Partner vereinheitlicht.

Die Stoffe, die sich bereits 2016 als problematisch herausgestellt haben, sind auch 2024 weiterhin problematisch. Allerdings gingen die Bestimmungshäufigkeit und die Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte zurück (32 Stoffe im Jahr 2016, 28 im Jahr 2024).

Überschreitung der Schwellenwerte: trotz der beobachteten Entwicklungen belasten N,N-Dimethylsulfamid (DMS) (-6,3 %), Desphenyl-Chloridazon (-5,3 %), Methyl-Desphenyl-Chloridazon (-1 %), Desisopropyl-Desethylatrazin (DEDIA) (+2 %), Chlorthalonil R417888 (-0,4 %) und die S-Metolachlor-Metaboliten (von -2 bis 0 %) die Wasserqualität weiterhin erheblich.

Im Vergleich zu 2016 ist die Bestimmungshäufigkeit von neun der zehn im Jahr 2024 am häufigsten nachgewiesenen Wirkstoffe und Metaboliten rückläufig.

Besonders erwähnenswert ist die Entwicklung bei Desisopropyl-Desethylatrazin (DEDIA) (-10 %), Metolachlor NOA 413173 (-9 %) und Desphenyl-Chloridazon (-5,8 %).

Bei den anderen sechs Substanzen ist ein moderaterer Rückgang in der Größenordnung von 1 bis 4 % zu beobachten.

Die Wirkung von Verboten macht sich demnach relativ langsam bemerkbar. Gründe dafür können sein:

- Persistenz der Metaboliten in der Umwelt (Boden, Wasser)
- Akkumulation: Die Metaboliten zugelassener Wirkstoffe summieren sich mit denen kürzlich oder seit längerem verbotener Stoffe.

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Pesticides
Evolution 2016-2024 de la somme des concentrations

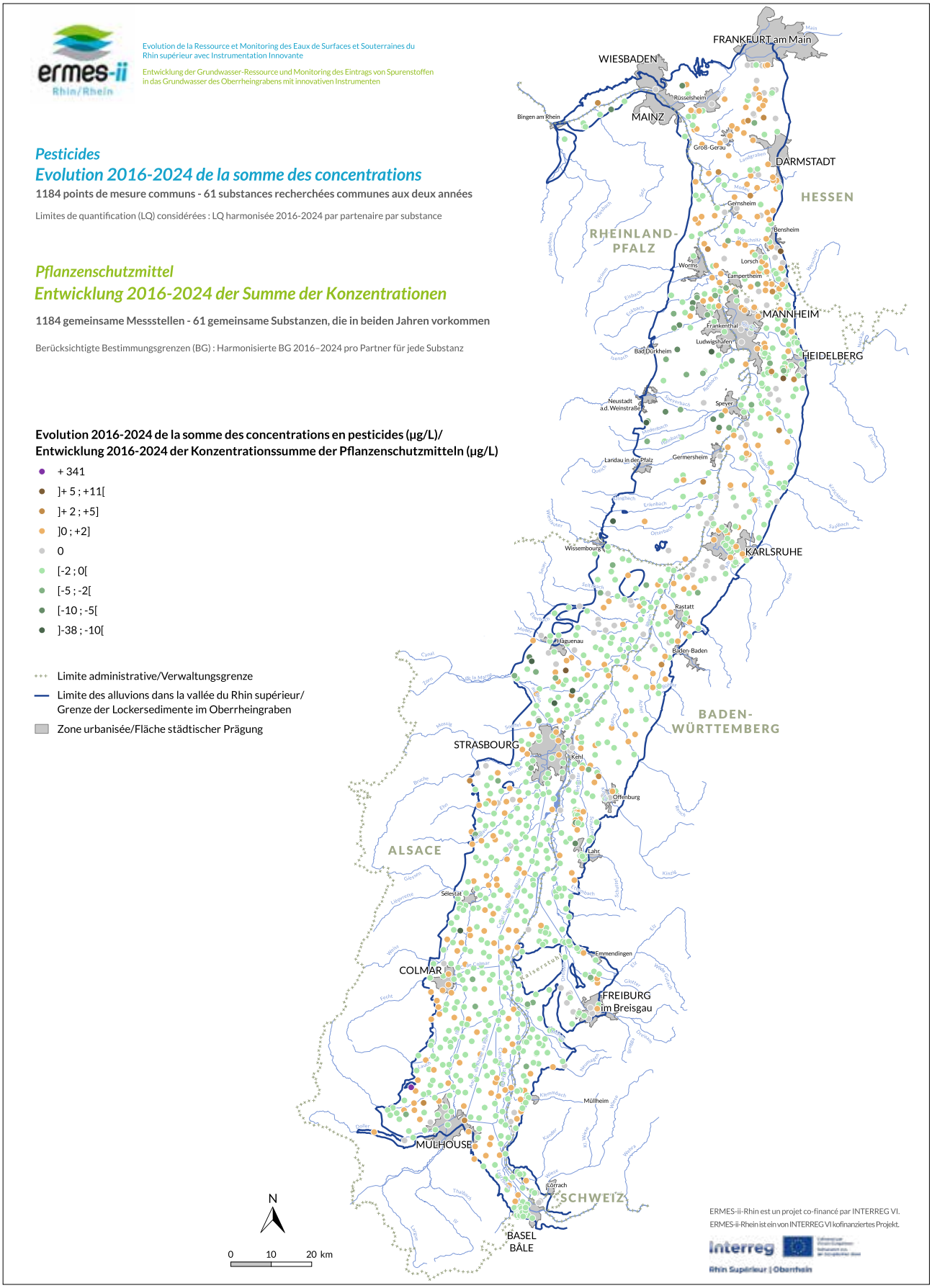
1184 points de mesure communs - 61 substances recherchées communes aux deux années

Limites de quantification (LQ) considérées : LQ harmonisée 2016-2024 par partenaire par substance

Pflanzenschutzmittel
Entwicklung 2016-2024 der Summe der Konzentrationen

1184 gemeinsame Messstellen - 61 gemeinsame Substanzen, die in beiden Jahren vorkommen

Berücksichtigte Bestimmungsgrenzen (BG) : Harmonisierte BG 2016–2024 pro Partner für jede Substanz



ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.
Interreg
Rhin Supérieur | Oberrhein

Carte 5.5 : Évolution 2016-2024 de la somme totale en pesticides (substances actives et métabolites) pour les points de mesure communs

Karte 5.5: Entwicklung 2016-2024 der PSM-Konzentrationssumme aller Wirkstoffe und Metaboliten für die konsistenten Messstellen

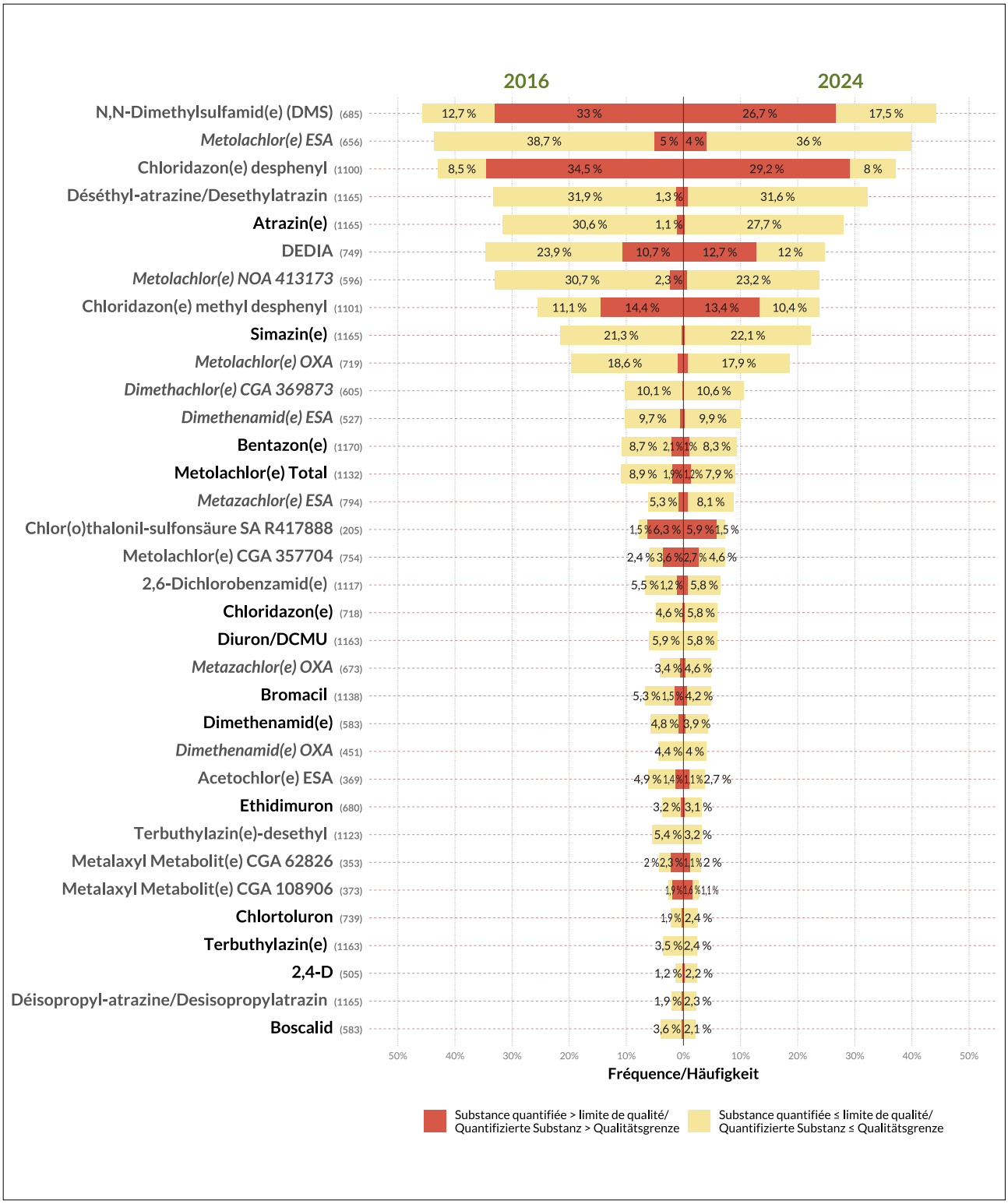


Figure 5.14 : Évolution 2016-2024 des fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières de potabilité pour les 34 substances quantifiées à plus de 2 % dans ERMES-ii-Rhin (2024) parmi les 61 pesticides communs

Aide à la lecture du graphique :
se reporter au **à la partie 4.2.4.**

Abbildung 5.14: Entwicklung 2016–2024 der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für die 34 Substanzen, die in ERMES-ii-Rhein (2024) unter den 61 gängigen PSM an mehr als 2 % der Messstellen quantifiziert wurden

Erläuterung der Grafik:
siehe **Abschnitt 4.2.4.**

5.2.5.
Focus par région

Alsace

En 2023, 69 des 70 pesticides de la liste commune transfrontalière ont été recherchés. Les échantillons ont été prélevés sur 524 points de mesure couvrant la nappe d'Alsace.

Il ressort des investigations que 38,4 % des points de mesure ont des concentrations supérieures aux valeurs seuils transfrontalières (**Figure 5.8**). Sur 97,5 %, au moins une substance est quantifiée ; seuls 14 points sont exempts de traces des pesticides analysés.

Au total, 62 substances ont été quantifiées au moins une fois. Les dépassements de valeurs seuils concernent 31 substances.

Cette diversité est également importante au sein des échantillons puisque plus de cinq pesticides différents sont détectés simultanément sur 62,6 % des points. Ce nombre dépasse 10 substances sur 17 % des points.

L'ensemble de l'aquifère est affecté par des concentrations élevées de pesticides, mais trois zones se distinguent :

- le nord du Bas-Rhin, notamment au sud de Haguenau (pourtour des formations du Pliocène et vallée de la Zorn) et entre les rivières de la Lauter et du Seltzbach ;
- le Ried alsacien, sur une vaste zone, de Colmar à la région d'Erstein ;
- dans le Haut-Rhin, sur une diagonale reliant la basse vallée de la Thur, de Thann à la rive gauche du Rhin.

Les composés responsables de ce constat sont principalement les métabolites, notamment ceux de trois herbicides de grandes cultures (maïs, betterave), qui sont ou ont été utilisés en larges quantités : l'atrazine (interdite en 2003), la choridazone (interdite en 2020) et le S-métolachlore (interdit en 2024 mais encore autorisé au moment des mesures).

Ainsi, les trois métabolites induisant le plus de dépassements des valeurs seuils sont : la DEDIA (18, 1 %), le chloridazone desphényl (12 %) et le métolachlore ESA (5, 7 %).

Excepté le S-métolachlore, les substances autorisées (métabolites compris) les plus quantifiées sont : la bentazone (19,1 %), le diméthachlore CGA 369873 (16 %) et le diméthénamide-P ESA (14,5 %). Ces substances herbicides sont rarement détectées à des teneurs élevées.

La vaste présence des résidus de pesticides dans les eaux souterraines d'Alsace reflète l'étendue importante des cultures où les substances actives sont ou ont été épandues. Sur le périmètre de la nappe d'Alsace, les terres arables agricoles représentent 55 % de l'occupation des sols (**Carte 3.4 – Chapitre 3**). La monoculture de maïs, consommatrice d'S-métolachlore, est très présente (770 km² de la surface agricole d'après le RPG 2023, soit 48 %). Les fortes concen-

5.2.5.
Fokus bei Region

Elsass

2023 wurden im Elsass 69 der 70 Pflanzenschutzmittel (PSM) der gemeinsamen grenzüberschreitenden Liste untersucht. Die Proben wurden an 524 Messstellen im gesamten elsässischen Grundwasserleiter entnommen.

Die Analysen ergaben, dass die Konzentrationen an 38,4 % der Messstellen die grenzüberschreitenden Schwellenwerten überschreiten (**Abbildung 5.8**). Bei 97,5 % wurde mindestens eine Substanz quantifiziert; nur 14 Messstellen wiesen keine Spuren der untersuchten Pflanzenschutzmittel auf.

Insgesamt wurden 62 Substanzen mindestens einmal nachgewiesen. Bei 31 Substanzen werden die Schwellenwerte überschritten.

Die Proben wiesen eine große Vielfalt auf. An 62,6 % der Messstellen wurden über fünf verschiedene Pflanzenschutzmittel gleichzeitig nachgewiesen. An 17 % der Messstellen wurden mehr als 10 Substanzen nachgewiesen.

Der gesamte Grundwasserleiter ist von hohen PSM-Konzentrationen betroffen, wobei drei Gebiete besonders hervorstechen:

- der Norden des Departements Bas-Rhin, insbesondere südlich von Haguenau (Umgebung der Pliozän-Formationen und Tal der Zorn) und zwischen den Flüssen Lauter und Seltzbach
- das Elsässer Ried in einem ausgedehnten Bereich von Colmar bis zum Gebiet um Erstein
- im Departement Haut-Rhin, auf einer Diagonale vom unteren Thur-Tal über Thann bis zum linken Rheinufer.

Verantwortlich für diese Situation sind hauptsächlich Metaboliten, insbesondere die von drei Herbiziden die in großen Mengen für den Ackerbau (Mais, Rüben) eingesetzt werden oder wurden: Atrazin (seit 2003 verboten), Choridazon (seit 2020 verboten) und S-Metolachlor (seit 2024 verboten, zum Zeitpunkt der Messungen jedoch noch zugelassen).

Zu den häufigsten Überschreitungen der Schwellenwerte führen somit die drei Metaboliten DEDIA (18,1 %), Chloridazon-Desphenyl (12 %) und Metolachlor ESA (5,7 %).

Mit Ausnahme von S-Metolachlor sind die am häufigsten nachgewiesenen zugelassenen Stoffe (einschließlich Metaboliten): Bentazon (19,1 %), Dimetachlor CGA 369873 (16 %) und Dimethenamid-P ESA (14,5 %). Diese Herbizide weisen selten hohe Konzentrationen auf.

Die weit verbreitete Präsenz von Pflanzenschutzmittelrückständen im Grundwasser des Elsass weist darauf hin, dass diese Wirkstoffe großflächig eingesetzt wurden bzw. werden. Im Bereich des elsässischen Grundwasserleiters machen landwirtschaftliche Ackerflächen 55 % der Land-

trations en métabolites de chloridazone sont retrouvées proches des zones où la betterave industrielle est cultivée (entre Erstein et Haguenau), qui ne représentent que 31 km² soit 2 % de la surface agricole.

En 2023, le S-métolachlore a été la substance active la plus vendue en Alsace (130 T), suivi par le glyphosate (35 T), et le diméthénamide-P (33 T) dont les ventes progressent lentement. Substance active la plus quantifiée, la bentazone ne représentait que 2 T mais l'usage de cet herbicide est à haut risque, car il est très mobile.

L'évolution 2016-2023 (réalisée sur 56 substances et 482 points de mesure communs) montre une diminution notable du taux de points de mesure dépassant les valeurs seuils, passant de 44 % à 35,7 %.

Cette amélioration sur les plus fortes valeurs est notamment visible (**Carte 5.4**) sur le pourtour sud du Pliocène de Haguenau et au sud-ouest de Strasbourg, secteurs impactés par l'usage de la chloridazone et du S-métolachlore.

Au vu des résultats préoccupants d'ERMES-Rhin 2016, la Région Grand-Est, l'Agence de l'eau, les services de l'État et la Chambre d'Agriculture ont mis en place des plans d'actions visant à réduire l'usage des pesticides en Alsace.

Ces stratégies volontaires (**cf. Chapitre 8**) ont déjà permis de réduire près d'un quart l'usage des herbicides en nappe d'Alsace.

Bien que la partie alsacienne de l'aquifère apparaisse moins impactée qu'outre Rhin (**Figure 5.9**), il importe de poursuivre la réduction de l'usage de pesticides afin de confirmer les tendances constatées.

En 2023, les pesticides demeurent encore la famille de substances contribuant le plus, et de loin, à la dégradation de la nappe phréatique d'Alsace.

Pour plus d'informations sur les résultats alsaciens, se référer au document suivant : « État de la nappe phréatique d'Alsace et des aquifères du Sundgau – Premiers résultats 2023 ».

Bade-Wurtemberg

Dans le Bade-Wurtemberg, 67 produits phytosanitaires, substances actives et métabolites ont été analysés sur 435 à 454 points de mesure.

34 substances ont été détectées au moins une fois sur 383 points de mesure, à des concentrations comprises entre 0,01 µg/L et 7,21 µg/L. Un nombre maximal de 13 pesticides a été mesuré sur un point de mesure situé dans une zone agricole. Sur 117 points de mesure, la somme totale des métabolites et substances actives classés comme pertinents à l'échelle transfrontalière dépasse la somme de 0,5 µg/L. La classification en substances pertinentes et non pertinentes a été adaptée aux besoins du projet. Elle diffère de la grille d'évaluation habituellement utilisée en Allemagne. Sur les points de mesure communs, on constate

nutzung aus (**Karte 3.4 – Kapitel 3**). Die Mais-Monokultur, bei der S-Metolachlor verwendet wird, ist weit verbreitet (770 km² (48 %) der landwirtschaftlichen Fläche gemäß RPG 2023). Hohe Konzentrationen von Chloridazon-Metaboliten werden in der Nähe von Gebieten mit Zuckerrübenanbau (zwischen Erstein und Haguenau) nachgewiesen, die nur 31 km² (2 %) der landwirtschaftlichen Fläche ausmachen.

Im Jahr 2023 war S-Metolachlor der meistverkaufte Wirkstoff im Elsass (130 t), gefolgt von Glyphosat (35 t) und Dimethenamid-P (33 t), dessen Absatz langsam steigt. Der am häufigsten nachgewiesene Wirkstoff Bentazon machte nur 2 t aus, die Verwendung dieses Herbizids ist jedoch mit einem hohen Risiko verbunden, da es sehr mobil ist.

Der Vergleich 2016-2023 (basierend auf 56 Wirkstoffen und 482 konsistenten Messstellen) zeigt einen deutlichen Rückgang des Anteils der Messstellen (von 44 % auf 35,7 %), die die Schwellenwerte überschreiten.

Diese Verbesserung bei den höchsten Werten ist insbesondere (**Karte 5.4**) am südlichen Rand der Haguenauer Pliozän-Terrasse und südwestlich von Straßburg zu beobachten, also in Gebieten, die vom Einsatz von Chloridazon und S-Metolachlor betroffen sind.

Angesichts der besorgniserregenden Ergebnisse von ERMES-Rhein 2016 haben die Region Grand-Est, die Agence de l'eau, die staatlichen Behörden und die Landwirtschaftskammer auf eigene Initiative Aktionspläne zur Verringerung der Verwendung von Pflanzenschutzmitteln im Elsass aufgestellt.

Durch diese freiwilligen Maßnahmen (**s. Kapitel 8**) konnte der Herbizideinsatz bereits um fast ein Viertel reduziert werden.

Obwohl der elsässische Teil des Grundwasserleiters weniger betroffen zu sein scheint als der deutsche Teil (**Abbildung 5.9**), ist es wichtig, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln weiter zu verringern, um die beobachteten Trends zu verstetigen.

Pflanzenschutzmittel sind auch 2023 nach wie vor die Stoffgruppe, welche den mit Abstand höchsten Anteil an der Verschlechterung der Grundwasserqualität im Elsass ausmacht.

Weitere Informationen zu den Ergebnissen für das Elsass finden Sie im folgenden Dokument: „État de la nappe phréatique d'Alsace et des aquifères du Sundgau – Premiers résultats 2023".

Baden-Württemberg

67 Pflanzenschutzmittel, Wirkstoffe und Metabolite, wurden in Baden-Württemberg an 435 bis 454 Messstellen untersucht.

34 Stoffe wurden mindestens einmal an 383 Messstellen in Konzentrationen von 0,01 µg/L bis 7,21 µg/L nachgewiesen. Eine maximale Anzahl von 13 PSM wurden an einer Messstelle in einer landwirtschaftlichen Anbaufläche gemessen. An 117 Messstellen überschritt der PSM-Summenwert der im Projekt grenzüberschreitend als relevant eingestuften Metabolite und Wirkstoffe den Summengrenzwert von

une baisse du nombre total de dépassements de la valeur seuil (60,5 % en 2016 contre 57,4 % en 2023).

L'atrazine, interdite en Allemagne depuis 1991, était encore présente sur trois points de mesure en 2023. Cependant, aucun dépassement de la valeur seuil n'a été constaté contrairement à 2016. Deux des trois métabolites de l'atrazine, la désisopropylatrazine et la déséthylatrazine, ont également été détectés mais sur un nombre moindre de points. La déséthylatrazine n'apparaît que sur un seul point de mesure. Cela montre une forte diminution par rapport aux 50 points de mesure constatés en 2016.

Le troisième métabolite de l'atrazine, la désisopropyldéséthylatrazine (DEDIA), a été détectée sur 14 points de mesure, mais les concentrations ne dépassent la valeur seuil que sur cinq points (contre six en 2016). Ces points de mesure sont situés dans le Kaiserstuhl, une région agricole où la culture du vin et du maïs prédominent.

Dans l'ensemble, le nombre de quantification et de dépassement des seuils pour l'atrazine et ses métabolites a légèrement diminué depuis 2016. Cependant, la proportion de la contamination a changé. En 2023, celle-ci était principalement due à la DEDIA.

Parmi les autres précurseurs possibles de la désisopropylatrazine, de la déséthylatrazine et du DEDIA, la propazine et la simazine ont été détectées. La propazine a été détectée sur un point de mesure où la DEDIA était également présente. Les deux concentrations sont inférieures à la valeur seuil. La simazine a été détectée sur quatre points de mesure, dont deux dépassaient la valeur seuil. Sur l'un de ces deux points de mesure, la DEDIA a également été détectée en faible concentration.

Les herbicides interdits en Allemagne (hexazinone, bromacile, diuron, isoproturon et linuron) n'ont été détectés que sur 0,2 % à 2,2 % des points de mesure.

Des dépassements ont été observés sur neuf points de mesure (hexazinone, bromacile, isoproturon). Comme en 2016, les concentrations supérieures au seuil ont été détectées principalement à proximité des voies ferrées.

La substance active bentazone a été interdite depuis le projet ERMES 2016. En 2023, elle n'a été détectée que sur quatre points de mesure. Des concentrations supérieures à la valeur seuil ont été relevées sur deux points de mesure situés dans des zones agricoles et à proximité de voies ferrées.

Parmi les substances actives autorisées, le diméthénamide, le mécoprop et le métazachlore ont été détectés de manière isolée sur quatre points de mesure, avec trois dépassements de la valeur seuil. Les métabolites du diméthénamide et du métazachlore ont été détectés sur un plus grand nombre de points (9 à 27). Des dépassements de la valeur seuil n'ont été mesurés que sur deux points de mesure, ils concernent les deux métabolites du métazachlore.

Au moment des prélèvements en 2023, le métolachlore était encore un herbicide autorisé. Il a été interdit en 2024.

0,5 µg/L. Die Einstufung in relevante und nicht relevante Substanzen wurde projektspezifisch angepasst und unterscheidet sich von der in Deutschland üblichen Bewertung. Verglichen mit den gemeinsamen Messstellen zeigt sich ein Rückgang der gesamten Schwellenwertüberschreitungen von 60,5 % 2016 auf 57,4 % im Jahr 2023.

Atrazin, welches 1991 in Deutschland verboten wurde, konnte 2023 noch an drei Messstellen nachgewiesen werden. Es wurde jedoch keine Schwellenwertüberschreitung mehr im Vergleich zu 2016 festgestellt. Zwei der drei Metabolite von Atrazin, Desisopropylatrazin und Desethylatrazin, wurden ebenfalls an weniger Messstellen nachgewiesen. Desethylatrazin wurde nur noch an einer Messstelle nachgewiesen. Dies zeigt die starke Abnahme im Vergleich zu 50 auffälligen Messstellen bei der Untersuchung 2016.

Der dritte Atrazin-Metabolit, Desisopropyldesethylatrazin (DEDIA), konnte an 14 Messstellen nachgewiesen werden, jedoch lagen die Konzentrationen an nur fünf Messstellen über dem Schwellenwert (2016: sechs Messstellen). Diese Messstellen liegen im Gebiet des Kaiserstuhls, mit landwirtschaftlichen Gebieten für Wein- und Maisanbau.

Insgesamt gingen die Anzahl der Positivbefunde und Schwellenwertüberschreitungen von Atrazin und seinen Metaboliten seit 2016 leicht zurück. Geändert hat sich jedoch das Verhältnis der Belastung. Dieses wurde 2023 überwiegend durch DEDIA hervorgerufen wurden.

Von den weiteren möglichen Vorläufern von Desisopropylatrazin, Desethylatrazin und DEDIA wurden Propazin und Simazin nachgewiesen. Propazin wurde an einer Messstelle nachgewiesen, an der auch DEDIA nachgewiesen wurde. Beide Konzentrationen liegen unter dem Schwellenwert. Simazin wurde an vier Messstellen nachgewiesen, zwei davon überschritten den Schwellenwert. An einer dieser beiden Messstellen wurde auch DEDIA in geringer Konzentration nachgewiesen.

Die in Deutschland verbotenen Herbizide Hexazinon, Bromacil, Diuron, Isoproturon und Linuron wurden an nur 0,2 % bis 2,2 % der untersuchten Messstellen nachgewiesen.

Überschreitungen von Schwellenwerten wurden an neun Messstellen gemessen (Hexazinon, Bromacil, Isoproturon). Wie bereits 2016 konnten Konzentrationen über dem Schwellenwert in erster Linie in der Nähe von Bahngleisen nachgewiesen werden.

Der Wirkstoff Bentazon wurde seit dem Projekt ERMES 2016 verboten und wird 2023 an nur vier Messstellen nachgewiesen. An zwei Messstellen in Gebieten mit Landwirtschaft und Bahngleisen wurden Konzentrationen über dem Schwellenwert gemessen.

Von den zugelassenen Wirkstoffen konnten Dimethenamid, Mecoprop und Metazachlor vereinzelt an vier Messstellen mit drei Überschreitungen des Schwellenwert nachgewiesen werden. Die Metabolite von Dimethena-

La substance active a été détectée sur deux points de mesure sans dépassement de la valeur seuil.

Les cinq métabolites du métolachlore ont été détectés sur 3,7 % et jusqu'à 33,8 % des points de mesure, le métabolite CGA 354743 étant le plus fréquent. Les valeurs seuils de 0,1 µg/L ou 0,9 µg/L ont été dépassées sur deux et jusqu'à 16 points de mesure.

Les métabolites détectés le plus fréquemment sont classés comme « non pertinents » en Allemagne. Ils sont largement répandus sur la zone en question. Malgré le taux de détection élevé, le chloradizone (l'une des substances actives interdites de ces métabolites) ainsi que le diméthachlore (principe actif autorisé) n'ont pas été détectés. Les substances actives autorisées, le méthazachlore, le diméthénamide et le métolachlore, ont été détectées sur deux points de mesure maximum. Les substances actives interdites des deux métabolites les plus fréquemment détectés, le tolyfluanide et le chlorothalonil, n'ont pas été étudiées.

Le métabolite le plus fréquemment détecté est le DMS du tolyfluanide (sur 53,8 % des points de mesure). Cela représente une légère baisse par rapport à 2016. La valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L a été dépassée sur 32,1 % des points de mesure.

Le métabolite R471811 du chlorothalonil a également été détecté très fréquemment (52,7 %) même s'il ne dépasse la valeur seuil que sur 2,9 % des points de mesure.

En 2023, les deux métabolites du chloridazone (interdit en 2018) ont été identifiés : le desphénylchloridazone (métabolite B) a été relevé sur 45,7 % des points de mesure et il dépasse les valeurs seuils sur 24,8 % des points. Le méthyldesphénylchloridazone (métabolite B1) apparaît sur 35,9 % des points de mesure, avec des dépassements des seuils sur 17,5 % des points.

Hesse

Les eaux souterraines du fossé rhénan supérieur en Hesse ont été analysées pour détecter la présence de 45 substances actives phytosanitaires et métabolites (à l'exception du TFA). Le nombre de points de mesure des eaux souterraines analysées varie entre 73 et 205 selon les paramètres (**Annexe 1**), soit une diminution moyenne de 12 % du nombre de points de mesure pour la plupart des paramètres par rapport à ERMES-Rhin 2016. Pour les métabolites B et B1 du chloridazone ainsi que pour le métabolite N,N-diméthylsulfamide (DMS), le nombre de points de mesure des eaux souterraines a augmenté d'environ 8 %. En outre, onze nouveaux paramètres ont été analysés par rapport à ERMES-Rhin 2016. Comparer directement les deux périodes du projet n'est donc possible que de manière limitée, notamment pour les paramètres spécifiques. Pour l'évaluation transfrontalière, contrairement à ce qui se pratique en Allemagne, aucune distinction n'a été établie entre métabolites pertinents et non pertinents au regard de la législation

mid und Metazachlor wurden an mehr Messstellen nachgewiesen (9 bis 27 Messstellen). Überschreitungen des Schwellenwerts wurden nur an zwei Messstellen für beide Metazachlor-Metabolite gemessen.

Metolachlor war zum Zeitpunkt der Beprobungen 2023 noch ein erlaubtes Herbizid und wurde 2024 verboten. Der Wirkstoff wurde an zwei Messstellen ohne Überschreitungen des Schwellenwerts nachgewiesen.

Die fünf beprobten Metabolite von Metolachlor wurden an 3,7 % bis 33,8 % der Messstellen gefunden, wobei der Metabolit CGA 354743 am häufigsten nachgewiesen wurde. Die Schwellenwerte von 0,1 µg/L oder 0,9 µg/L wurden an zwei bis 16 Messstellen überschritten.

Die in Deutschland als „nicht relevant" eingestuften Metabolite wurden am häufigsten und weit verbreitet nachgewiesen. Trotz der hohen Nachweisrate konnte einer der verbotenen Ausgangswirkstoff dieser Metabolite, Chloradizon, sowie der erlaubte Wirkstoff Dimethachlor nicht nachgewiesen werden. Die erlaubten Ausgangsstoffe Methazachlor, Dimethenamid und Metolachlor wurden an maximal zwei Messstellen nachgewiesen. Die verbotenen Ausgangswirkstoffe der beiden am meisten nachgewiesenen Metabolite, Tolyfluanid und Chlorthalonil, wurden nicht untersucht.

Am Häufigsten wurde der Tolyfluanid-Metabolit DMS an 53,8 % der beprobten Messstellen nachgewiesen. Dies zeigt einen leichten Rückgang im Vergleich zu den Untersuchungen 2016. Der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,1 µg/L wurde an 32,1 % Messstellen überschritten.

Der Chlorthalonil-Metabolit R471811 wurde mit 52,7 % ebenfalls sehr oft nachgewiesen. Er überschritt nur an 2,9 % der Messstellen den Schwellenwert.

Bei den beiden Metaboliten von Chloridazon (verboten in 2018) wurde 2023 festgestellt: Desphenylchloridazon (Metabolit B) wurde an 45,7 % der Messstellen nachgewiesen und wies Überschreitungen der Schwellenwerte an 24,8 % Messstellen auf. Methyldesphenylchloridazon (Metabolit B1) wurde an 35,9 % der Messstellen mit Überschreitungen der Schwellenwerte an 17,5 % nachgewiesen.

Hessen

Im hessischen Oberrheingraben wurde das Grundwasser auf 45 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und Metaboliten (ausgenommen TFA) untersucht. Die Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen variiert je nach Parameter zwischen 73 und 205 Messstellen (**Anhang 1**). Gegenüber ERMES-Rhein 2016 hat sich die Messstellenanzahl für die meisten Parameter um durchschnittlich 12 % verringert. Für die Chloridazon-Metaboliten B und B1 sowie den Metaboliten N,N-Dimethylsulfamid (DMS) ist die Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen um rund 8 % gestiegen. Zudem wurden gegenüber ERMES-Rhein 2016 elf neue Parameter untersucht. Ein direkter

sur les produits phytosanitaires, car les critères et les seuils de pertinence varient entre la France et l'Allemagne.

La somme des substances actives phytosanitaires et des métabolites révèle une pollution importante des eaux souterraines dans le fossé rhénan supérieur en Hesse (**Carte 5.2** et **Figure 5.8**). Des substances actives phytosanitaires et/ou des métabolites ont été détectés dans les eaux souterraines dans environ 80 % des points de mesure. Dans 51 % d'entre elles, les eaux souterraines dépassent la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L pour une substance individuelle de ce groupe de substances et/ou les concentrations cumulées de ce groupe de substances de 0,5 µg/L. Dans 7,8 % des points de mesure, les eaux souterraines présentent des concentrations de substances individuelles supérieures à 2 µg/L et/ou des concentrations totales supérieures à 5 µg/L.

Les paramètres les plus fréquemment détectés, indépendamment du dépassement des valeurs-seuils transfrontalières, sont, dans le fossé rhénan supérieur de Hesse, le métabolite R47811 du chlorothalonil (taux de détection : 92 %), suivi du métabolite B du chloridazone (taux de détection : 71 %), du métabolite N,N-diméthylsulfamide (DMS) (taux de détection : 52 %), le métabolite B1 du chloridazone (taux de détection : 40 %) et les cinq métabolites du métolachlore (taux de détection : 6-28 %) (**Figure 5.10**). La concentration maximale de ces paramètres varie entre 1,988 µg/L (métabolites B1 du chloridazone) et 10,49 µg/L (N,N-diméthylsulfamide (DMS)). La concentration maximale de l'ensemble du groupe de substances est de 10,9 µg/L (chlorothalonil SA R417888).

La fréquence élevée des métabolites du chlorothalonil et du chloridazone (**Figure 5.10**) ainsi que du métabolite N,N-diméthylsulfamide (DMS) (**Carte 5.5**, en bas à gauche) est généralisée dans le fossé rhénan supérieur en Hesse. En revanche, pour la substance active métolachlore et ses métabolites, on observe des différences locales au sein du fossé rhénan supérieur en Hesse (**Carte 5.5**, en haut). Les deux points de mesure des eaux souterraines où la valeur seuil transfrontalière de la substance active métolachlore a été dépassée se trouvent à proximité des communes de Groß-Gerau et de Lorsch, où les métabolites ont également été détectés à des concentrations supérieures à la valeur seuil. Les substances actives simazine et atrazine, absentes de tout produit autorisé en Allemagne depuis 1998 et 1991 respectivement, n'ont donc plus qu'une incidence mineure sur la qualité des eaux souterraines dans le fossé rhénan supérieur en Hesse. Seuls les métabolites de l'atrazine sont encore présents localement dans les eaux souterraines du fossé rhénan supérieur en Hesse, avec des dépassements des valeurs limites transfrontalières (**Carte 5.3**).

Une comparaison des points de mesure pertinente montre que la pollution dans le fossé rhénan supérieur en Hesse n'a pratiquement pas bougé depuis ERMES-Rhin 2016 (**Carte 5.4**). Les eaux souterraines de certains points de me-

Vergleich der beiden Projektzeiträume ist daher insbesondere parameterspezifisch nur einschränkt möglich. Für die grenzüberschreitende Auswertung wurde zudem nicht wie in Deutschland üblich, zwischen pflanzenschutzrechtlich relevanten und nicht relevanten Metaboliten unterschieden, da die Schwellenwerte in Deutschland und Frankreich unterschiedlich sind.

Die Summe der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und Metaboliten zeigt im hessischen Oberrheingraben eine deutliche Belastung des Grundwassers auf (**Karte 5.2** und **Abbildung 5.8**). In rund 80 % der untersuchten Messstellen wurden Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und/oder Metaboliten im Grundwasser nachgewiesen. In 51 % der Messstellen überschreitet das Grundwasser den grenzüberschreitenden Schwellenwert von 0,1 µg/L für einen Einzelstoff dieser Stoffgruppe und/oder die Summenkonzentrationen dieser Stoffgruppe von 0,5 µg/L. In 7,8 % der Messstellen weist das Grundwasser Einzelstoffkonzentration von über 2 µg/L und/oder Summenkonzentrationen von über 5 µg/L auf.

Die Parameter mit der höchsten Fundhäufigkeit unabhängig von Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte sind im hessischen Oberrheingraben der Chlorthalonil-Metabolit R47811 (Fundrate: 92 %), gefolgt vom Chloridazon-Metaboliten B (Fundrate: 71 %), dem Metaboliten N,N-Dimethylsulfamid (DMS) (Fundrate: 52 %), dem Chloridazon-Metaboliten B1 (Fundrate: 40 %) und den fünf Metolachlor-Metaboliten (Fundrate: 6-28 %) (**Abbildung 5.10**). Die Maximalkonzentration dieser Parameter reicht von 1,988 µg/L (Chloridazon-Metaboliten B1) bis 10,49 µg/L (N,N-Dimethylsulfamid (DMS)). Die Maximalkonzentration der gesamten Stoffgruppe liegt bei 10,9 µg/L (Chlorthalonil SA R417888).

Die hohe Fundhäufigkeit der Chlorthalonil- und Chloridazon-Metaboliten (**Abbildung 5.10**) sowie des Metaboliten N,N-Dimethylsulfamid (DMS) (**Karte 5.5**) ist im hessischen Oberrheingraben flächendeckend. Beim Wirkstoff Metolachlor und seinen Metaboliten liegen hingegen lokale Unterschiede innerhalb des hessischen Oberrheingrabens vor (**Karte 5.5**, oben). Die beiden Grundwassermessstellen mit Überschreitungen des grenzübergreifenden Schwellenwertes des Wirkstoffs Metolachlor liegen in der Umgebung der Gemeinden Groß-Gerau und Lorsch, in denen auch die Metaboliten mit Schwellenwertüberschreitung nachgewiesen wurden. Die Wirkstoffe Simazin und Atrazin, die in Deutschland seit 1998 bzw. 1991 in keinem zugelassenen Produkt mehr vorkommen, sind für die Grundwasserqualität im hessischen Oberrheingraben auf Grund dessen nur noch von geringer Relevanz. Lediglich die Atrazin-Metaboliten finden sich noch lokal im Grundwasser des hessischen Oberrheingraben mit Überschreitung der grenzübergreifenden Schwellenwerte (**Karte 5.3**).

Ein Vergleich der konsistenten Messstellen zeigt, dass die Belastung im hessischen Oberrheingraben insgesamt nahezu unverändert gegenüber ERMES-Rhein 2016 ist (**Ka-**

sure ne dépassent plus les valeurs seuils transfrontalières sur la période couverte par le projet actuel, mais celles d'autres points de mesure dépassent les valeurs seuils depuis le début de cette période (**Carte 5.4**). Outre les variations de concentration, cette évolution s'explique notamment par la modification de l'ensemble des paramètres.

Rhénanie-Palatinat

Dans le cadre de l'inventaire 2023, 120 points de mesure des eaux souterraines ont été analysés afin de détecter la présence de substances actives de produits phytosanitaires (PSM) et de leurs métabolites. Pour ce faire, des points de mesure pour lesquels des apports ou des pollutions étaient suspectés ont été sélectionnés. Seules quelques substances actives ont été détectées à des concentrations supérieures à la limite de quantification (LQ). La bentazone (herbicide de contact) est de loin la plus fréquente en concentration élevée, avec 27 cas supérieurs à la LQ de 0,02 mg/L et cinq cas supérieurs à la valeur seuil de 0,1 µg/L, mais essentiellement dans les filtrats de berge du Rhin en aval de Ludwigshafen. Ces découvertes sont imputables aux produits chimiques industriels et aux rejets industriels dans le Rhin. Le bromacil (herbicide), autorisé en RFA de 1971 à 1990, n'a plus été mesuré au-dessus de la LQ en 2016. L'atrazine (herbicide), substance active interdite depuis 1991, ainsi que ses métabolites, la déséthylatrazine et la désisopropylatrazine, ne sont plus détectables que sur quelques points de mesure et, le cas échéant, à des concentrations inférieures à 0,1 µg/L (valeur seuil). À l'exception des substances actives décrites ci-dessus, les produits phytosanitaires et leurs métabolites pertinents ne jouent plus aucun rôle dans les eaux souterraines du nord-ouest du fossé rhénan supérieur.

La situation est tout autre pour les métabolites de certaines substances actives classées comme « non pertinentes » par la législation allemande sur les produits phytosanitaires.

La substance la plus remarquable est le N,N-diméthylsulfamide, un produit issu de la dégradation du fongicide viticole tolylfluanide, qui n'est plus utilisé depuis 2007. Dans 44 % des points de mesure analysés, des valeurs supérieures à la valeur de référence de 0,05 µg/L ont été relevées. Près d'un site de mesure sur huit dépassait même la valeur indicative pour la santé (GOW) de l'Agence fédérale allemande pour l'environnement pour l'eau potable (1 µg/L), avec un pic à 35 µg/L) dans la région de la Route des Vins du Palatinat (Südliche Weinstraße) où les exploitations viticoles sont nombreuses. La situation est similaire pour le chloridazon-desphényl, un métabolite du chloridazone, un herbicide pour betteraves (interdit en 2018). Alors que la substance active elle-même n'a aucune importance à des concentrations élevées, son métabolite est présent sur 85 des 113 points de mesure analysés à des concentrations supérieures à la valeur de référence de 0,04 µg/L. La VLE de 3 µg/L a été dépassée sur près d'un site de mesure sur dix, avec un pic à 10,15 µg/L. Bien que la pollution par le N,N-di-

rte 5.4). Das Grundwasser einzelner Messstellen zeigt im aktuellen Projektzeitraum keine Überschreitungen der grenzübergreifenden Schwellenwerte mehr, dafür weist das Grundwasser an anderen Messstellen seit diesem Projektzeitraum Schwellenwertüberschreitungen im Grundwasser auf (**Karte 5.4**). Grund für die Veränderung ist neben veränderten Konzentrationen insbesondere auch die Änderung des Parameterumfangs.

Rheinland-Pfalz

Im Rahmen der Bestandsaufnahme 2023 wurden 120 Grundwassermessstellen auf Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (PSM) und deren Metaboliten untersucht. Hierfür wurden Messstellen ausgewählt, bei denen Einträge bzw. Belastungen vermutet werden. Bei den Wirkstoffen gibt es nur wenige Funde oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG). Mit Abstand am häufigsten in erhöhter Konzentration nachzuweisen ist Bentazon (Kontaktherbizid) mit 27 Funden oberhalb der BG von 0,02 mg/L und fünf Funden über dem Schwellenwert von 0,1 µg/L, dies aber im Wesentlichen im Uferfiltrat des Rheins stromabwärts von Ludwigshafen. Diese Funde sind als Industriechemikalie anzusprechen und auf industrielle Einleitungen in den Rhein zurückzuführen. Das von 1971 bis 1990 in der BRD zugelassene Bromacil (Herbizid) wurde im Gegensatz zu 2016 nicht mehr oberhalb der BG gemessen. Der seit 1991 nicht mehr zugelassene Wirkstoff Atrazin (Herbizid) sowie seine Metaboliten Desethylatrazin und Desisopropylatrazin lassen sich nur noch an wenigen Messstellen und wenn, dann in Konzentrationen unterhalb von 0,1 µg/L (Schwellenwert) detektieren. Mit Ausnahme der vorstehend beschriebenen Wirkstoffe spielen PSM und deren als relevant eingestufte Metaboliten im Grundwasser des nordwestlichen Oberrheingrabens keine Rolle mehr.

Gänzlich anders stellt sich die Situation für die in Deutschland nach dem Pflanzenschutzmittelrecht als „nicht relevant" eingestuften Metaboliten bestimmter Wirkstoffe dar. Die auffallendste Substanz ist N,N-Dimethylsulfamid, ein Abbauprodukt des seit 2007 nicht mehr eingesetzten Weinbau-Fungizids Tolylfluanid. Bei 44 % der untersuchten Messstellen waren Werte über der BG von 0,05 µg/L festzustellen. Bei knapp jeder achten Messstelle wurde sogar der Gesundheitliche Orientierungswert des Umweltbundesamtes für Trinkwasser (GOW) in Höhe von 1 µg/L überschritten, in der Spitze mit 35 µg/L im intensiv genutzten Weinanbaugebiet der Südlichen Weinstraße.

Ähnlich ist die Belastungssituation für Chloridazon-desphenyl, einen Metaboliten des Rüben-Herbizids Chloridazon, das 2018 verboten wurde. Während der Wirkstoff selbst in erhöhter Konzentration keinerlei Bedeutung besitzt, tritt sein Metabolit in 85 von 113 untersuchten Messstellen in Konzentrationen über der BG von 0,04 µg/L auf. Der GOW in Höhe von 3 µg/L wurde an knapp jeder zehnten untersuchten Messstelle überschritten, in der

méthylsulfamide et le chloridazon-desphényl ait nettement diminué depuis 2016, les résultats montrent que les métabolites sont très persistants dans l'environnement.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

La zone d'étude de Bâle-Campagne se situe en milieu urbain. Bien qu'aucune eau souterraine en provenance de zones agricoles n'y circule, 24 des 92 pesticides recherchés ont été quantifiés. Les concentrations les plus fortes s'élèvent à 0,055 µg/L pour la terbuthylazine-TP (CGA 324007) et 0,037 µg/L pour le métolachlore (OXA). Aucun dépassement de la valeur fixée dans l'Ordonnance sur la protection des eaux (0,1 µg/L) n'a été observé. Pendant la campagne de 2016, des dépassements avaient été constatés pour trois pesticides : le 2,6-dichlorobenzamide, le carbendazime et la déséthylatrazine.

Sur les pesticides retrouvés en 2023, huit étaient des triazines. Ceux-ci étaient en outre largement répandus dans l'aquifère. La même répartition géographique s'observe pour l'acide chlorothalonil-sulfonique (R417888), le diméthachlore-TP (CGA 369873) et le métolachlore ESA. Les 13 autres pesticides ne se retrouvent que sur un à quatre points de mesure.

Sur la zone d'étude de Bâle-Ville, majoritairement urbaine, seuls 8 des 78 produits phytosanitaires (PPS) analysés ont été détectés. La simazine a été retrouvée sur les 19 points de prélèvement, l'atrazine sur 16 points et la terbuthylazine sur 12. Les autres PPP (pirimicarbe, carbendazime, chlortoluron, desphénylchloridazone, propazine et propamocarbe) ont été quantifiés sur un ou deux points de mesure maximum.

Les exigences fixées dans l'Ordonnance sur la protection des eaux (0,1 µg/L) ont été respectées partout.

Spitze mit 10,15 µg/L. Die Belastung durch N,N-Dimethylsulfamid und Chloridazon-desphenyl hat sich seit zwar 2016 deutlich gebessert, dennoch zeigen die Ergebnisse, dass die Metaboliten über lange Zeiträume in der Umwelt verbleiben.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

In dem urbanen Untersuchungsgebiet von Basel-Landschaft konnten insgesamt 24 von 92 untersuchten Pflanzenschutzmittel festgestellt werden. Dies obwohl kein Grundwasser aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten zuströmt. Die höchsten Konzentrationen wurden mit 0,055 µg/L bei Terbuthylazin-TP(CGA 324007) und 0,037 µg/L bei Metolachlor OXA gemessen. Überschreitungen des Anforderungswerts der Gewässerschutzverordnung von 0,1 µg/L konnten keine festgestellt werden. In der Kampagne von 2016 waren bei den drei Pflanzenschutzmitteln, 2,6-Dichlorobenzamide, Carbendazim und Desethylatrazin Überschreitungen festgestellt worden.

Von den nachgewiesenen Pflanzenschutzmitteln im Jahr 2023 waren acht Triazine. Diese waren zudem im Grundwasserleiter weit verbreitet. Eine ähnlich große räumliche Verteilung war bei Chlorthalonil-sulfonsäure (R417888), Dimethachlor-TP(CGA 369873) und Metolachlor ESA zu beobachten. Die anderen 13 Pflanzenschutzmittel wurden nur an einer bis vier Grundwassermessstellen nachgewiesen.

Im Untersuchungsgebiet Basel-Stadt wurden nur 8 von insgesamt 78 untersuchten Pflanzenschutzmittel (PSM) nachgewiesen. Simazin konnte in allen 19 untersuchten Probenahmestellen nachgewiesen werden. Atrazin wurde an 16 und Terbuthylazin an zwölf Stellen gemessen. Die restlichen nachgewiesen PSM (Pirimicarb, Carbendazim, Chlortoluron, Desphenylchloridazon Propazin und Propamocarb) wurden an einer oder max. zwei Messstellen gefunden.

Die gesetzlichen Anforderungen der Gewässerschutzverordnung (0,1 µg/L) konnten überall eingehalten werden.

5.3.

Substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS)

Les PFAS contaminent largement la nappe du Rhin supérieur. Ils ont été détectés sur 69 % des points de mesure échantillonnés mais les concentrations mesurées demeurent globalement faibles.

La limite de qualité commune pour l'eau potable (0,1 µg/L pour le paramètre « Somme 20 PFAS ») est dépassée sur 9 % des points. Ces dépassements apparaissent très localisés, en lien avec des rejets industriels ou d'eaux usées urbaines, l'épandage de boues résiduaires et l'usage de mousses anti-incendie.

Huit PFAS se distinguent des autres avec des fréquences de quantification élevées, comprises entre 30 et 50 %. Le PFBS, le PFOA, le PFBA et le PFHxS sont les quatre les plus représentés.

Depuis 2016, aucune tendance nette d'évolution ne se dégage. Les secteurs les plus contaminés (Rastatt, aéroport de Bâle-Mulhouse) sont identifiés depuis plusieurs années.

5.3.1. Généralités

Les PFAS ou « Polluants éternels »

Les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) sont un vaste groupe de substances chimiques artificielles, caractérisées par au moins une liaison carbone-fluor, la plus forte et la plus stable en chimie organique. Cette liaison apporte des propriétés spécifiques : résistance à l'eau, aux huiles, stabilité thermique et chimique, réduction de la friction, etc. (Garg et al., 2020 ; ITRC, 2022). Ces nombreuses propriétés font des PFAS des molécules largement utilisées dans le domaine industriel ou pour les objets du quotidien. Plus de 12 000 substances différentes sont considérées comme des PFAS (Cavelan A., Togola A., 2024).

Les PFAS se regroupent par classes, en fonction des groupements fonctionnels des molécules. Plusieurs dizaines de classes sont recensées. Les deux plus connues et étudiées sont constituées d'une chaîne carbonée perfluorée (de longueur variable) et d'un groupe fonctionnel :

- les acides carboxyliques (PFCA), avec un groupe fonctionnel carboxylate ;
- les acides sulfoniques (PFSA), avec un groupe fonctionnel sulfonate.

En fonction du nombre d'atomes de carbone composant la chaîne carbonée fluorée, on parle de PFAS à chaîne ultra-courte (moins de quatre chez les PFCA par exemple), courte (entre quatre et sept), ou longue (huit et plus).

Plus la chaîne carbonée d'un PFAS est longue, moins celui-ci sera soluble dans l'eau.

5.3.

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

PFAS belasten das Grundwasser im Oberrheingraben in großem Maße. An 69 % der untersuchten Grundwassermessstellen sind PFAS nachweisbar, wobei die gemessenen Konzentrationen insgesamt gering sind.

Der gemeinsame Schwellenwert für Trinkwasser (0,1 µg/L für die „Summe PFAS-20") wurde an 9 % der Messstellen überschritten. Diese Überschreitungen sind geografisch sehr begrenzt und stehen im Zusammenhang mit Industrieeinleitungen oder kommunalen Abwässern, der Ausbringung von Klärschlamm und der Verwendung von Feuerlöschschäumen.

Acht PFAS hoben sich mit hohen Bestimmungshäufigkeiten zwischen 30 und 50 % von den anderen ab. Davon waren PFBS, PFOA, PFBA und PFHxS die vier am häufigsten vertretenen Stoffe.

Seit 2016 ist kein klarer Entwicklungstrend erkennbar. Die am stärksten belasteten Gebiete (Rastatt, Flughafen Basel-Mulhouse) sind schon seit mehreren Jahren bekannt.

5.3.1. Einleitung

PFAS oder „Ewigkeitschemikalien"

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind eine große Gruppe künstlicher Chemikalien. Sie verfügen über mindestens eine Kohlenstoff-Fluor-Bindung, die stärkste und stabilste Bindung in der organischen Chemie. Diese Bindung verleiht PFAS bestimmte Eigenschaften, wie z.B. die Wasser- und Ölbeständigkeit, thermische und chemische Stabilität und Reibungsminderung (Garg et al., 2020; ITRC, 2022). Aufgrund dieser Eigenschaften finden PFAS-Verbindungen breite Anwendung in der Herstellung von Industrie- und Alltagsprodukten. Zur Stoffgruppe der PFAS zählen über 12.000 verschiedene Einzelsubstanzen (Cavelan A., Togola A., 2024).

PFAS werden entsprechend den funktionellen Gruppen der Moleküle in mehrere Dutzend Stoffklassen eingeteilt. Die beiden bekanntesten und bestuntersuchten Klassen bestehen aus einer perfluorierten Kohlenstoffkette (von variabler Länge) und einer funktionellen Gruppe:

- Carbonsäuren (PFCA) mit einer Carboxylat-Funktionsgruppe
- Sulfonsäuren (PFSA) mit einer Sulfonat-Funktionsgruppe.

Je nach Anzahl der Kohlenstoffatome, aus denen die fluorierte Kohlenstoffkette besteht, spricht man von PFAS mit ultrakurzer Kette (weniger als vier Kohlenstoffatome bei PFCA), kurzer Kette (zwischen vier und sieben) oder langer Kette (acht und mehr).

Je länger die Kohlenstoffkette einer PFAS ist, desto weniger wasserlöslich ist sie.

Productions et usages

Les premiers PFAS ont été synthétisés dès les années 1940 par les États-Unis (développement de la bombe atomique), mais leur essor dans les produits industriels et d'usages courants intervient à partir des années 1960-1970.

À ce jour, environ 200 utilisations de PFAS sont recensées au travers de multiples secteurs d'activités : industries fluorochimiques, papeteries, industries textiles, métallurgie, aéronautique, automobile, électronique, énergie nucléaire, peintures, produits pharmaceutiques, cosmétiques, mousses anti-incendie (Cavelan A., Togola A., 2024).

Ce large éventail d'usages conduit également à retrouver des PFAS parmi les objets du quotidien : revêtement anti-adhésif des poêles, emballages alimentaires, vêtements de pluie, farts de skis, etc.

Certaines substances actives de pesticides ont une ou plusieurs liaisons carbone-fluor, faisant chimiquement d'eux des PFAS (ex. : tolylfluanide, flusilazole, diflufénicanil, flufénacet).

Voies de contamination environnementales

Les rejets issus des processus industriels ou de l'usage de mousses anti-incendie constituent des sources d'émissions ponctuelles de PFAS dans l'environnement. À cela s'ajoutent des sources plus diffuses de contamination : rejets aqueux de STEU et épandage de boues résiduaires, effluents de décharges, retombées atmosphériques, etc.

Dans le cas de la nappe du Rhin, alimentée par l'infiltration des cours d'eau, les rejets d'eaux usées traitées dans ces derniers jouent un rôle majeur dans l'apport diffus de PFAS au sein des eaux souterraines (ERMES-Rhin, 2018).

Une fois dans l'environnement, les PFAS ne se dégradent quasiment jamais et sont donc extrêmement persistants. Les substances les plus problématiques sont celles qui possèdent à la fois une longue durée de vie et une très forte mobilité en phase aqueuse, comme les PFAS à chaînes courtes.

Aujourd'hui, les PFAS sont ubiquistes dans tous les compartiments environnementaux (air, sols, eaux et sédiments), dans lesquels ils s'accumulent.

Les PFAS détectés dans l'environnement peuvent être issus de sources directes d'émission de substances fluorées, ou bien provenir de la dégradation d'autres PFAS précurseurs. Par exemple, les perfluoroalkylés (ex : PFOA et PFOS) se retrouvent associés à toutes les activités émettrices de PFAS identifiées, même celles n'utilisant pas ou plus ces substances dans leurs procédés (Cavelan A., Togola A., 2024). Les sources d'émission et les substances rejetées sont ainsi difficilement caractérisables.

Herstellung und Verwendung

Die ersten PFAS wurden bereits in den 1940er Jahren in den Vereinigten Staaten als Bestandteil von Bomben synthetisiert. Für Industrie- und Alltagsprodukte kamen sie jedoch erst ab den 1960er und 1970er Jahren zunehmend zum Einsatz.

Bis heute sind etwa 200 Verwendungszwecke von PFAS in verschiedensten Branchen bekannt: z.B. Fluorchemie, Papierindustrie, Textilindustrie, Metallurgie, Luftfahrt, Automobilindustrie, Elektronik, Kernenergie, in Farben, Pharmazeutika, Kosmetika, Feuerlöschschäume (Cavelan A., Togola A., 2024).

Aufgrund dieser vielfältigen Verwendungsmöglichkeiten finden sich PFAS auch in vielen Alltagsprodukten wie Antihaftbeschichtungen, Lebensmittelverpackungen, Regenbekleidung oder Skiwachs wieder.

Bestimmte Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln haben eine oder mehrere Kohlenstoff-Fluor-Bindungen, wodurch sie chemisch gesehen zu den PFAS gehören (z.B. Tolylfluanid, Flusilazol, Diflufenicanil, Flufenacet).

Eintragswege in die Umwelt

Industrielle Prozesse oder die Verwendung von Feuerlöschschäumen sind punktuelle Quellen für PFAS-Emissionen in die Umwelt. Hinzu kommen diffusere Kontaminationsquellen: Kläranlagen-Einleitungen, das Ausbringen von Klärschlamm, Deponieabwässer, atmosphärische Deposition usw.

Für das Grundwasser im Oberrheingraben, das unter anderem durch versickernde Fließgewässer gespeist wird, spielen Kläranlageneinleitungen in diese Gewässer eine wichtige Rolle für den diffusen Eintrag von PFAS (ERMES-Rhein, 2018).

In die Umwelt gelangte PFAS werden fast gar nicht abgebaut und sind daher persistent. Problematisch sind insbesondere kurzkettige PFAS, die neben einer langen Lebensdauer auch eine sehr hohe Mobilität in der wässrigen Phase aufweisen.

PFAS sind heute in allen Umweltbereichen (Luft, Boden, Wasser und Sedimente) ubiquitär vorhanden und reichern sich dort an.

Die in der Umwelt nachgewiesenen PFAS stammen somit aus direkten Emissionsquellen fluorierter Substanzen oder aus dem Abbau anderer PFAS-Vorläuferstoffe. Beispielsweise werden Perfluoralkyle (z. B. PFOA und PFOS) mit allen identifizierten PFAS-emittierenden Aktivitäten in Verbindung gebracht, selbst wenn diese Stoffe in den Verfahren nicht oder nicht mehr verwendet werden (Cavelan A., Togola A., 2024). Daher lassen sich die Emissionsquellen und die freigesetzten Stoffe schwer charakterisieren.

Impacts sanitaires

La présence généralisée des PFAS dans l'environnement entraîne la contamination des organismes humains. Plusieurs voies d'ingestion sont possibles : à travers l'alimentation, la respiration, la consommation d'eau, etc.

Le PFOA et le PFOS sont retrouvés chez tous les participants enfants et adultes d'une étude (993 participants, 2014-2016) (ESTEBAN, 2019).

L'exposition aux PFAS a des effets néfastes avérés sur certains organes (foie, rein), le développement fœtal et la fertilité, et accroît le risque de développement d'un cancer. Le CIRC a classé le PFOA comme « cancérogène pour l'Homme » (groupe 1) et le PFOS comme « peut-être cancérogène pour l'Homme » (groupe 2B).

Les PFAS sont aussi suspectés d'interférer avec le système endocrinien et immunitaire (ANSES, 04/04/2024). L'EFSA considère la perturbation par les PFAS, de la réponse du système immunitaire à la vaccination, comme l'effet le plus critique sur la santé.

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

Europe

La directive européenne 2020/2184 du 16 décembre 2020 a introduit de nouvelles normes de qualité pour le suivi des PFAS dans l'eau potable, en laissant le choix aux États membres d'appliquer un ou deux de ces critères :

- **« Somme 20 PFAS »** : ne pas dépasser 0,1 µg/L pour la somme des 20 PFAS considérés comme préoccupants pour les EDCH ;
- **« Total PFAS »** : ne pas dépasser 0,5 µg/L pour la totalité des substances alkylées per- et polyfluorées recherchées.

Par ailleurs, l'EFSA a émis des recommandations pour une liste de quatre PFAS qui contribuent le plus à l'exposition de la population et au risque pour la santé : PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS. Un seuil de sécurité (apport hebdomadaire tolérable) pour les denrées alimentaires de 0,0044 µg/kg de poids corporel a été fixé pour la somme des quatre.

Concernant le suivi de l'état chimique des masses d'eau souterraines encadré par la Directive 2006/118/CE, les PFAS ne figurent pas dans la liste des substances à surveiller. Néanmoins, leur inclusion est prévue à court terme par les autorités européennes. En attendant, les États membres surveillent les PFAS selon leur propre stratégie nationale.

Auswirkungen auf die Gesundheit

Aufgrund des weit verbreiteten Vorkommens von PFAS in der Umwelt werden diese Substanzen auch im menschlichen Körper nachgewiesen. Es gibt mehrere mögliche Aufnahmewege: z.B. über die Nahrung, die Atmung, den Wasserkonsum.

In einer Studie wurden PFOA und PFOS bei allen teilnehmenden Kindern und Erwachsenen nachgewiesen (993 Teilnehmer, 2014-2016) (ESTEBAN, 2019).

Die Exposition gegenüber PFAS hat nachweislich schädliche Auswirkungen auf bestimmte Organe (Leber, Nieren) sowie auf die Entwicklung des Fötus und die Fruchtbarkeit. Zudem ist das Krebsrisiko erhöht. Die IARC stufte PFOA als „krebserregend für den Menschen" (Gruppe 1) und PFOS als „möglicherweise krebserregend für den Menschen" (Gruppe 2B) ein.

PFAS stehen auch im Verdacht, das endokrine System und das Immunsystem zu beeinflussen (ANSES, 04.04.2024). Die EFSA betrachtet die Beeinträchtigung der Immunreaktion auf Impfungen als die kritischste gesundheitliche Auswirkung von PFAS.

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Europa

Die Richtlinie (EU) 2020/2184 vom 16. Dezember 2020 (Trinkwasserrichtlinie) hat neue Qualitätsstandards für die Überwachung von PFAS im Trinkwasser eingeführt, wobei es den Mitgliedstaaten freigestellt ist, eines oder zwei dieser Kriterien anzuwenden:

- **„Summe PFAS-20":** Die Summe der 20 PFAS, die laut Trinkwasserrichtlinie als bedenklich gelten, darf 0,1 µg/L nicht überschreiten
- **„PFAS gesamt":** Die Summe aller untersuchten per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen darf 0,5 µg/L nicht überschreiten.

Darüber hinaus hat die EFSA Empfehlungen für eine Liste von vier PFAS ausgesprochen, die am stärksten zur Exposition der Bevölkerung und zum Gesundheitsrisiko beitragen: PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS. Für die Summe dieser vier Stoffe wurde ein Sicherheitsgrenzwert für Lebensmittel (tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge) von 0,0044 µg/kg Körpergewicht festgelegt.

PFAS sind in der Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung zum Zeitpunkt der Berichterstellung nicht in der Liste der zu überwachenden Stoffe aufgeführt. Ihre Aufnahme in die Liste ist jedoch von den europäischen Behörden kurzfristig vorgesehen. Bis dahin überwachen die Mitgliedstaaten PFAS gemäß ihrer eigenen nationalen Strategie.

France et Allemagne

Par transposition de la directive européenne 2020/2184, le droit français et le droit allemand imposeront le suivi des PFAS dans l'eau potable à partir de janvier 2026, en appliquant le paramètre « Somme 20 PFAS », avec une valeur limite de 0,1 µg/L.

La France a également ajouté une limite de qualité des eaux brutes destinées à la consommation humaine (ressource en eau avant traitement) à 2 µg/L, pour la « Somme 20 PFAS ».

En Allemagne, une limite de potabilité supplémentaire sera appliquée en 2028 pour les quatre PFAS ciblés par l'EFSA (PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS). Sur la base de la valeur seuil pour l'apport hebdomadaire tolérable de 0,0044 µg/L, une valeur limite de 0,02 µg/L sera fixée pour la somme des quatre PFAS dans l'eau potable.

En l'absence de stratégie européenne harmonisée pour la surveillance des PFAS dans les eaux souterraines (découlant de la Directive Cadre sur l'Eau), la France et l'Allemagne ont déjà commencé à intégrer la surveillance des PFAS dans leurs programmes de mesures.

Suisse

L'Ordonnance sur l'eau potable définit des valeurs maximales pour trois PFAS : 0,3 µg/L pour le PFOS et le PFHxS et 0,5 µg/L PFOA.

À partir de 2026, les autorités suisses devraient revoir ces normes en s'alignant sur la directive européenne.

L'observation des PFAS dans les eaux souterraines suisses est déjà engagée via le NAQUA, porté par l'OFEV. Aucune valeur seuil n'est définie pour le moment.

5.3.2.

Liste et caractéristiques des PFAS recherchés dans ERMES-ii-Rhin

Afin de poursuivre le suivi des PFAS à la suite du projet ERMES-Rhin 2016 tout en étendant la liste de substances, et en intégrant les récentes évolutions réglementaires, 24 PFAS ont été recherchés (**Tableau 5.5**) :

- 23 PFAS à chaînes courtes, moyennes et longues, incluant les 20 PFAS de la directive EDCH 2020/2184 et les quatre PFAS cibles de l'EFSA ;
- Un PFAS à chaîne très courte, le TFA, traité séparément, au sous-chapitre 5.4.

Frankreich und Deutschland

Mit der Umsetzung der europäischen Richtlinie 2020/2184 wird die Überwachung von PFAS im Trinkwasser ab Januar 2026 in Frankreich und Deutschland rechtsverbindlich, wobei der Parameter „Summe PFAS-20" mit einem Grenzwert von 0,1 µg/L herangezogen wird.

Frankreich hat außerdem einen Qualitätsgrenzwert für Rohwasser für den menschlichen Gebrauch (Wasserressource vor der Aufbereitung) von 2 µg/L für die „Summe PFAS-20" eingeführt.

In Deutschland wird ab 2028 ein zusätzlicher Trinkwassergrenzwert für die vier von der EFSA empfohlenen PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS) gelten: Basierend auf dem Schwellenwert zur tolerierbaren wöchentlichen Aufnahme wurde für die Summe der vier PFAS ein Trinkwassergrenzwert von 0,02 µg/L festgelegt.

Da es zum Zeitpunkt der Berichterstellung keine einheitliche europäische Strategie für die Überwachung von PFAS im Grundwasser gibt (gemäß Wasserrahmenrichtlinie oder Grundwasserrichtlinie), haben Frankreich und Deutschland bereits damit begonnen, die Überwachung von PFAS in ihre Messprogramme aufzunehmen.

Schweiz

Die Trinkwasserverordnung legt Höchstwerte für drei PFAS fest: 0,3 µg/L für PFOS und PFHxS und 0,5 µg/L für PFOA.

Ab 2026 werden die Schweizer Behörden diese Grenzwerte voraussichtlich überprüfen und an die EU-Richtlinie angleichen.

In der Schweiz erfolgt die Beobachtung von PFAS im Grundwasser bereits im Rahmen des vom BAFU getragenen Projekts NAQUA. Derzeit sind noch keine Schwellenwerte festgelegt.

5.3.2.

Liste und Eigenschaften der in ERMES-ii-Rhein untersuchten PFAS

Anknüpfend an das Projekt ERMES-Rhein 2016 wurde die Überwachung der PFAS fortgesetzt, wobei die Liste der untersuchten Stoffe erweitert und an die jüngsten regulatorischen Entwicklungen angepasst wurde. Es wurden 24 PFAS untersucht (**Tabelle 5.5**):

- 23 kurzkettige, mittelkettige und langkettige PFAS, darunter die 20 PFAS der Trinkwasserrichtlinie 2020/2184, die vier von der EFSA empfohlenen PFAS beinhalten
- eine sehr kurzkettige PFAS (TFA), die separat in Unterkapitel 5.4 behandelt wird.

Code Sandre (FR)	N° CAS CAS-Nummer	Substance Substanzen	Paramètre « Somme 20 PFAS » (Directive UE Eau Potable 2020) Parameter „Summe PFAS-20“ (EU-RL 2020/2184)	Paramètre « Somme 4 PFAS » (EFSA - TWI) Parameter „Summe PFAS-4“ (EFSA)	Formule chimique Chemische Formel	Chaîne carbonée Kohlenstoffhaltige Kette	Sous-famille Stoffklasse
8858	76-05-1	Acide trifluoracétique Trifluoressigsäure (TFA)			CF3COOH	C2	Acides carboxyliques Carbonsäuren
5980	375-22-4	Acide perfluorobutanoïque Perfluorbutansäure (PFBA)	X		C3F7COOH	C4	Acides carboxyliques Carbonsäuren
5979	2706-90-3	Acide perfluoropentanoïque Perfluorpentansäure (PFPeA)	X		C4F9COOH	C5	Acides carboxyliques Carbonsäuren
5978	307-24-4	Acide perfluorohexanoïque Perfluorhexansäure (PFHxA)	X		C5F11COOH	C6	Acides carboxyliques Carbonsäuren
5977	375-85-9	Acide perfluoroheptanoïque Perfluorheptansäure (PFHpA)	X		C6F13COOH	C7	Acides carboxyliques Carbonsäuren
5347	335-67-1	Acide perfluoroctanoïque Perfluoroctansäure (PFOA)	X	X	C8HF15O2	C8	Acides carboxyliques Carbonsäuren
6508	375-95-1	Acide perfluorononanoïque Perfluornonansäure (PFNA)	X	X	C8F17COOH	C9	Acides carboxyliques Carbonsäuren
6509	335-76-2	Acide perfluorodécanoïque Perfluordecansäure (PFDA)	X		C9F19COOH	C10	Acides carboxyliques Carbonsäuren
6510	2058-94-8	Acide perfluoroundécanoïque Perfluorundecansäure (PFUnDA)	X		C10F-21COOH	C11	Acides carboxyliques Carbonsäuren
6507	307-55-1	Acide perfluorododécanoïque Perfluordodecansäure (PFDoDA)	X		C11F-23COOH	C12	Acides carboxyliques Carbonsäuren
6549	72629-94-8	Acide perfluorotridécanoïque Perfluortridecansäure (PFTrDA)	X		C12F-25COOH	C13	Acides carboxyliques Carbonsäuren
6547	376-06-7	Acide perfluorotétradécanoïque Perfluortetradecansäure (PFTeDA)			C13F-27COOH	C14	Acides carboxyliques Carbonsäuren
6025	375-73-5	Acide perfluorobutanesulfonique Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	X		C4F9SO3H	C4	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
8738	2706-91-4	Acide perfluoropentanesulfonique Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	X		C5F11SO3H	C5	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
6830	355-46-4	Acide perfluorohexane sulfonique Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	X	X	C6F13SO3H	C6	Acides sulfoniques Sulfonsäuren

Réglementation internationale (Convention Stockholm) / Internationale Regelungen (Stockholm-Konvention)	Réglementation UE (ECHA[1]-REACH[2]) / Regelungen EU (ECHA[1]-REACH[2])	Usages principaux* / Hauptverwendung*						
		Industrie fluoro-chimique / Fluor-chemische Industrie	Mousses anti-incendie / Feuer-löschschäume	Papeteries et Emballages / Papier-fabriken und Verpackungen	Industrie textile / Textil-industrie	Industrie du métal / Metall-industrie	Pharma-cologie et cosmétiques / Pharma-kologie und Kosmetik	Industrie agrochimique / Agro-chemische Industrie
		(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	x
		x	x	x	x	x	x	
		x	x	x	x	x	x	
	Restrictions à partir d'avril 2026 Beschränkungen ab April 2026	x	x	x	x	x	x	
	SVHC(3)	x	x	x	x	x	x	
Interdit en 2020 Verboten 2020		x	x	x	x	x	x	
	Restrictions depuis février 2023 Beschränkung seit Februar 2023	x	x	x	x	x	x	
	Restrictions depuis février 2023 Beschränkung seit Februar 2023	x	x	x	x	x	x	
	Restrictions depuis février 2023 Beschränkung seit Februar 2023	x	x	x	x	x	x	
	Restrictions depuis février 2023 Beschränkung seit Februar 2023	x	x	x	x	x	x	
	Restrictions depuis février 2023 Beschränkung seit Februar 2023	x	x	x	x	x	x	
	Restrictions depuis février 2023 Beschränkung seit Februar 2023	x	x	x	x	x	x	
	SVHC(3)	x	x	x	x	x	x	
		x	x	x	x	x		
Interdit en 2022 Verboten im 2022		x	x	x	x	x	x	

Code Sandre (FR)	N°CAS CAS-Nummer	Substance Substanzen	Paramètre « Somme 20 PFAS » (Directive UE Eau Potable 2020) Parameter „Summe PFAS-20“ (EU-RL 2020/2184)	Paramètre « Somme 4 PFAS » (EFSA - TWI) Parameter „Summe PFAS-4“ (EFSA)	Formule chimique Chemische Formel	Chaîne carbonée Kohlenstoffhaltige Kette	Sous-famille Stoffklasse
6542	375-92-8	Acide perfluoroheptane sulfonique Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	X		C7F15SO3H	C7	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)			C8F-17SO2NH2	C8	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
6561	1763-23-1	Acide perfluorooctane sulfonique Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	X	X	C8F17SO3H	C8	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
7893	27619-97-2	6:2 FTSA 6:2 FTSA			C8H5F13O3H	C8	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
8739	68259-12-1	Acide perfluorononane sulfonique Perfluornonansulfonsäure (PFNS)	X		C9F19SO3H	C9	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
6550	335-77-3	Acide perfluorodécane sulfonique Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	X		C10F21SO3H	C10	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
8740	749786-16-1	Acide perfluoroundécane sulfonique Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)	X		C11F23SO3H	C11	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
8741	79780-39-5	Acide perfluorododécane sulfonique Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)	X		C12F25SO3H	C12	Acides sulfoniques Sulfonsäuren
8742	791563-89-8	Acide perfluorotridécane sulfonique Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)	X		C13F27SO3H	C13	Acides sulfoniques Sulfonsäuren

Tableau 5.5 : Liste et caractéristiques des PFAS recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin

Correspondance des sigles

(1) ECHA : Europeen Chemical Agency

(2) REACH : Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals

(3) SVHC : Substances of Very High Concern (Substances extrêmement préoccupantes selon REACH)

x : présence identifiée
(x) : présence suspectée

Sources des données : *Rapport BRGM RP-73452-FR du 7 juin 2024

Tabelle 5.5: Liste und Eigenschaften der im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten PFAS

Entsprechung der Abkürzungen

(1) ECHA: Europeen Chemical Agency

(2) REACH: Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals

(3) SVHC: Substances of Very High Concern (Besonders besorgniserregende Stoffe nach REACH)

x: identifizierte Präsenz
(x): wahrscheinliche Verwendung

Quellen der Daten: *BRGM Bericht RP-73452-DE vom 7. Juni 2024

Réglementation internationale (Convention Stockholm) **Internationale Regelungen (Stockholm-Konvention)**	**Réglementation UE (ECHA[1]-REACH[2])** **Regelungen EU (ECHA[1]-REACH[2])**	**Usages principaux*** **Hauptverwendung***						
		Industrie fluoro-chimique **Fluor-chemische Industrie**	**Mousses anti-incendie** **Feuer-löschschäume**	**Papeteries et Emballages** **Papier-fabriken und Verpackungen**	**Industrie textile** **Textil-industrie**	**Industrie du métal** **Metall-industrie**	**Pharma-cologie et cosmétiques** **Pharma-kologie und Kosmetik**	**Industrie agrochimique** **Agro-chemische Industrie**
		x	x	x	x	x		
	Réglement (UE) 2019/2021 : fabrication interdite Verordnung (EU) 2019/1021: Herstellung verboten	x	x	x	x			
Interdit en 2009 Verboten im 2009		x	x	x	x	x	x	
		x	x	x	x	x	x	
		x	x	x	x	x		
		x	x	x	x	x	x	
		x	x	x	x	x		
		x	(x)	(x)	(x)	(x)		
		x	(x)	(x)	(x)	(x)		

5.3.3.
État des lieux transfrontalier

5.3.3.1. Situation générale

Les 23 PFAS (hors TFA) ont été recherchés sur un réseau transfrontalier de 955 points de mesure.

[**N.B. :** En Rhénanie-Palatinat, le taux apparent très faible de quantification est principalement dû aux limites de quantification (LQ) très hautes du laboratoire, mais également du fait d'un nombre de PFAS analysés inférieur aux autres partenaires (**Tableau 5.6**).]

Paramètre « somme 20 PFAS »

Lecture et base d'évaluation des résultats

Les résultats de la carte et du graphique sont représentés et interprétés en fonction de la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L pour la somme des 20 PFAS ciblés par la directive européenne sur l'eau potable de 2020.

De plus, pour préciser la distribution des concentrations, deux seuils ont été considérés :

- un « seuil d'alerte » correspondant à 80 % des valeurs seuils transfrontalières, soit 0,08 µg/L ;
- un seuil pour les hautes concentrations, défini à cinq fois la valeur seuil, soit 0,5 µg/L.

Au moins un des 20 PFAS a été détecté sur 68,9 % des points de mesure (**Figure 5.15**). La contamination par les PFAS s'avère généralisée sur toute la nappe du Rhin, ce qui confirme le caractère ubiquitaire de ces composés (**Carte 5.6**).

Cependant, les concentrations totales relevées sont majoritairement faibles et inférieures à la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L. Cette concentration est dépassée sur 8,6 % des ouvrages à l'échelle transfrontalière (soit 81 points de mesure).

À l'échelle des régions partenaires, c'est dans les cantons suisses que la plus grande part de points de mesure présentant des concentrations cumulées supérieures à 0,1 µg/L est observée (52,7 %).

Dans les autres régions, ce pourcentage oscille entre 2,2 % (Rhénanie-Palatinat) et 10 % (Alsace).

Des sommes de concentrations excédant 0,5 µg/L ont été mesurées sur 1,7 % des points de mesure (principalement sur la partie suisse de l'aquifère).

La valeur maximale de 3,22 µg/L a été enregistrée au Bade-Wurtemberg.

Les sommes de concentrations supérieures à 0,1 µg/L ont été relevées localement, principalement aux abords de zones industrielles où des PFAS sont ou ont été utilisés, à

5.3.3.
Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

5.3.3.1. Allgemeine Lage

Im grenzüberschreitenden Messnetz wurden 955 Messstellen auf 23 PFAS (ohne TFA) untersucht.

[**Anmerkung:** In Rheinland-Pfalz kann die scheinbar sehr niedrige Befundrate auf die sehr hohen Bestimmungsgrenzen des Labors zurückzuführen sein sowie darauf, dass weniger PFAS analysiert wurden als bei den anderen Partnern (**Tabelle 5.6**).]

Parameter „Summe PFAS-20"

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse auf der Karte und der Grafik liegt der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,1 µg/L für die Summe PFAS-20 der europäischen Trinkwasserrichtlinie von 2020 zugrunde.

Zur genaueren Beschreibung der Konzentrationsverteilung wurden außerdem zwei weitere Schwellenwerte berücksichtigt:

- „Warnwert", der 80 % des grenzüberschreitenden Schwellenwerts entspricht, d. h. 0,08 µg/L
- Schwellenwert für hohe Konzentrationen, der auf das Fünffache des grenzüberschreiteden Schwellenwerts festgelegt ist, d. h. 0,5 µg/L.

An 68,9 % der Messstellen wurde mindestens eine der 20 PFAS nachgewiesen (**Abbildung 5.15**). Die PFAS-Kontamination ist im gesamten Grundwasser des Oberrheingrabens flächendeckend und bestätigt die ubiquitäre Verbreitung der PFAS (**Karte 5.6**).

Die gemessenen Summen der Konzentrationen waren überwiegend gering und lagen unter dem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 0,1 µg/L. Überschritten wurde dieser Wert an 8,6 % der Messstellen (81 Messstellen).

Von den Partnerregionen wiesen die Schweizer Kantone den größten Anteil an Messstellen mit summierten Konzentrationen über 0,1 µg/L auf (52,7 %).

In den anderen Regionen schwankte dieser Anteil zwischen 2,2 % (Rheinland-Pfalz) und 10 % (Elsass). Summen-Konzentrationen über 0,5 µg/L wurden an 1,7 % der Messstellen nachgewiesen (hauptsächlich im Schweizer Teil des Grundwasserleiters).

Der Höchstwert von 3,22 µg/L wurde in Baden-Württemberg gemessen.

Summen-Konzentrationen über 0,1 µg/L wurden lokal nachgewiesen, hauptsächlich in der Nähe von Industriegebieten, in denen PFAS verwendet werden oder wurden,

proximité de lieux où des mousses anti-incendie ont été déversées, ou encore auprès de secteurs ayant fait l'objet d'épandage de boues résiduaires d'épuration.

Les principaux secteurs concernés par ces situations sont Bâle/Saint-Louis, Thann/Cernay, Rastatt/Baden-Baden et Mayence/Francfort.

En termes d'occurrence, les cantons suisses et l'Alsace sont les régions les plus contaminées avec respectivement 97,2 et 91,2 % de points de mesure concernés par la présence d'au moins un PFAS.

En Hesse et au Bade-Wurtemberg, ces taux atteignent 69 et 67,6 %.

Sans compter le TFA, la liste des 20 PFAS représente la deuxième famille de substances la plus quantifiée après les pesticides à l'échelle de la nappe du Rhin.

Les observations du nombre de PFAS détectés simultanément dans un même échantillon d'eau montrent les constats suivants :

— au moins deux PFAS sur 535 points (86 %) ;
— plus de cinq PFAS sur 194 points (31,2 %) ;
— plus de dix PFAS sur 21 points (3,4 %).

Le nombre maximal de PFAS quantifiés sur un même point de mesure est de 14 PFAS (en Alsace). Une grande diversité de PFAS est souvent corrélée à des concentrations élevées.

sowie in der Nähe von Orten, an denen Feuerlöschschaum abgelassen oder Klärschlamm ausgebracht wurde.

Die am stärksten betroffenen Gebiete waren Basel-Saint Louis, Thann/Cernay, Rastatt/Baden-Baden und Mainz/Frankfurt.

Die Regionen mit den meisten Positivbefunden waren die Schweizer Kantone und das Elsass, wo an 97,2 bzw. 91,2 der Messstellen mindestens eine PFAS nachgewiesen wurde.

In Hessen und Baden-Württemberg lag die Fundhäufigkeit bei 69 % bzw. 67,6 %.

TFA ausgeklammert, ist die Liste der 20 PFAS nach den Pflanzenschutzmitteln die am zweithäufigsten im Grundwasser des Oberrheingrabens nachgewiesene Stoffgruppe.

Anzahl der gleichzeitig in derselben Probe nachgewiesenen PFAS:

— mindestens zwei PFAS an 535 Messstellen (86 %)
— mehr als fünf PFAS an 194 Messstellen (31,2 %)
— mehr als zehn PFAS an 21 Messstellen (3,4 %).

Die maximale Anzahl der an einer Messstelle quantifizierten PFAS beträgt 14 PFAS (Elsass). Eine große Vielfalt an PFAS korreliert oft mit hohen Konzentrationen.

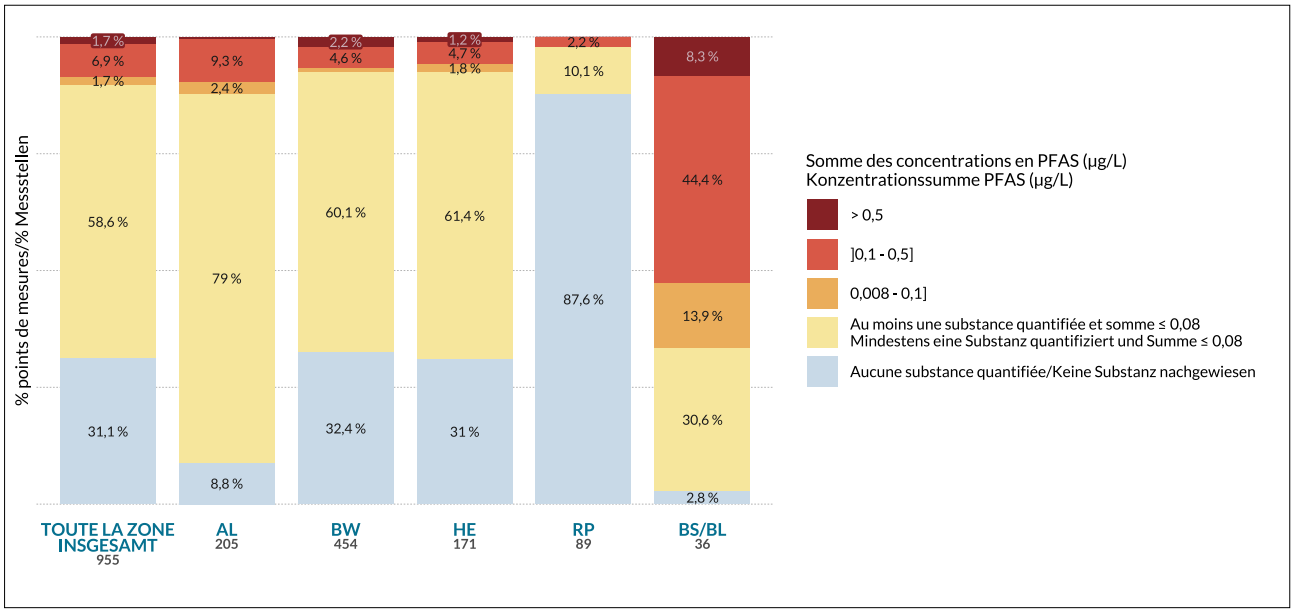


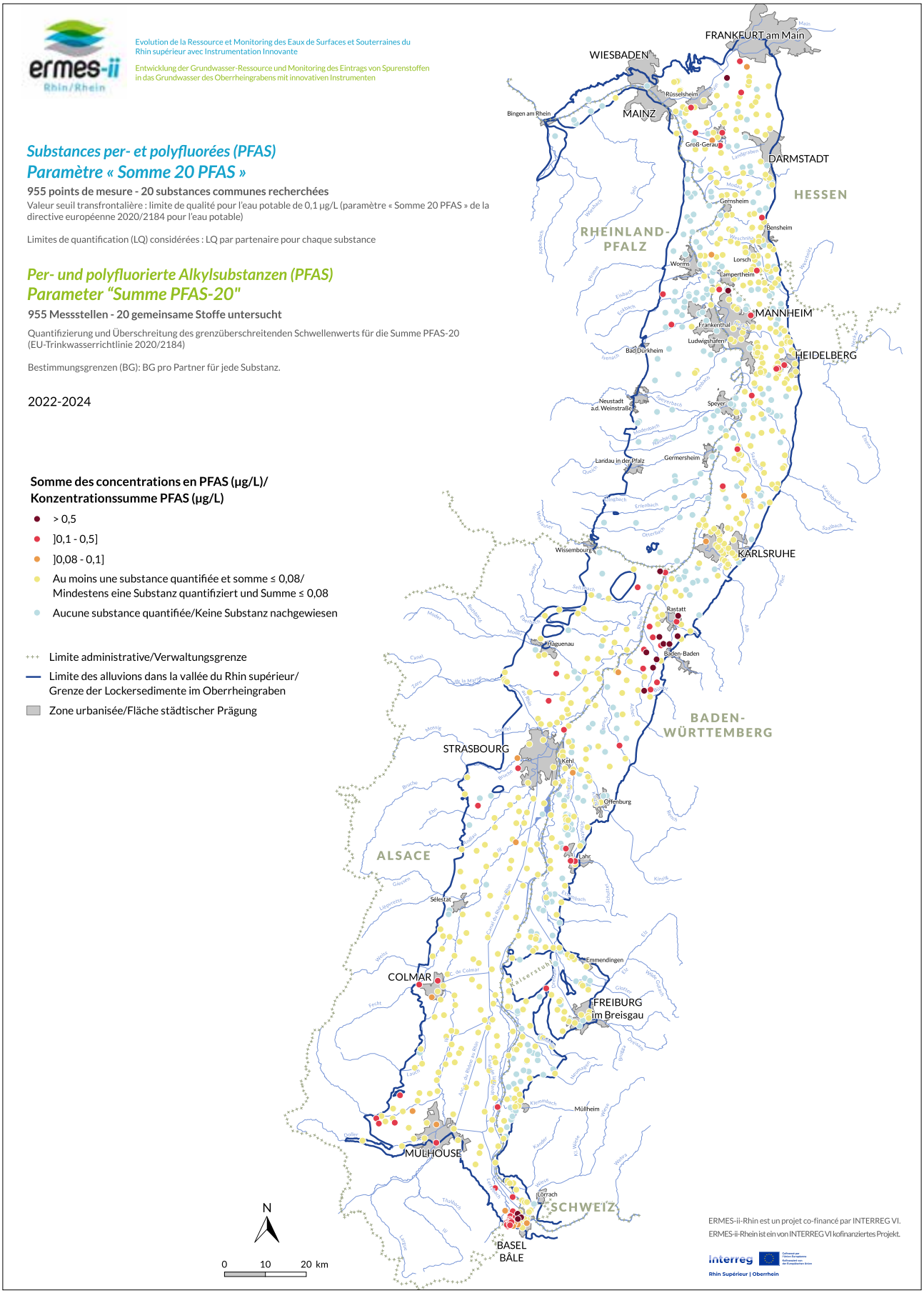
Figure 5.15 : Répartition des classes de concentration et fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil par région transfrontalière pour les 20 PFAS de la Directive EDCH

Abbildung 5.15: Aufteilung der Konzentrationsklassen nach Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für den Parameter „Summe PFAS-20" nach Region

Code Sandre (FR)	N°CAS CAS-Nummer	Paramètre Parameter	LQ par partenaire BG pro Partner					
			AL	BW	HE	RP	BS	BL
5347	335-67-1	Acide perfluoroctanoïque Perfluoroctansäure (PFOA)	0,001	0,001	0,001	0,01	0,003	Inconnue Unbekannt
5977	375-85-9	Acide perfluoroheptanoïque Perfluorheptansäure (PFHpA)	0,001	0,001	0,001	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
5978	307-24-4	Acide perfluorohexanoïque Perfluorhexansäure (PFHxA)	0,001	0,001	0,001	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
5979	2706-90-3	Acide perfluoropentanoïque Perfluorpentansäure (PFPeA)	0,001	0,001	0,005	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
5980	375-22-4	Acide perfluorobutanoïque Perfluorbutansäure (PFBA)	0,001	0,001	0,005	0,01	0,003	Inconnue Unbekannt
6025	375-73-5	Acide perfluorobutanesulfonique Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	0,001	0,001	0,005	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
6507	307-55-1	Acide perfluorododécanoïque Perfluordodecansäure (PFDoDA)	0,001	0,001	0,001	0,01	0,003	Inconnue Unbekannt
6508	375-95-1	Acide perfluorononanoïque Perfluornonansäure (PFNA)	0,001	0,001	0,001	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
6509	335-76-2	Acide perfluorodécanoïque Perfluordecansäure (PFDA)	0,001	0,001	0,001	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
6510	2058-94-8	Acide perfluoroundécanoïque Perfluorundecansäure (PFUnDA)	0,001	0,001	0,001	0,01	0,003	Inconnue Unbekannt
6542	375-92-8	Acide perfluoroheptane sulfonique Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	0,001	0,001	0,005	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
6549	72629-94-8	Acide perfluorotridécanoïque Perfluortridecansäure (PFTrDA)	0,001	0,001	0,005		0,003	
6550	335-77-3	Acide perfluorodécane sulfonique Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	0,001	0,001	0,001		0,003	
6561	1763-23-1	Acide perfluorooctane sulfonique Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	0,0002	0,001	0,001	0,01	0,003	Inconnue Unbekannt
6830	355-46-4	Acide perfluorohexane sulfonique Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	0,001	0,001	0,001	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
8738	2706-91-4	Acide perfluoropentanesulfonique Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	0,001	0,001	0,005	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt
8739	68259-12-1	Acide perfluorononane sulfonique Perfluornonansulfonsäure (PFNS)	0,001	0,001	0,005		0,003	
8740	749786-16-1	Acide perfluoroundécane sulfonique Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)	0,001	0,001	0,001			
8741	79780-39-5	Acide perfluorododécane sulfonique Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)	0,001	0,001	0,005		0,003	
8742	791563-89-8	Acide perfluorotridécane sulfonique Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)	0,001	0,001	0,005			
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)	0,001	0,001	0,01	0,01		Inconnue Unbekannt
6547	376-06-7	Acide perfluorotétradécanoïque Perfluortetradecansäure (PFTeDA)	0,001	0,001	0,005		0,003	
7893	27619-97-2	6:2 FTSA 6:2 FTSA	0,001	0,001	0,01	0,005	0,003	Inconnue Unbekannt

Tableau 5.6 : Limites de quantification 2024 par partenaire des 23 PFAS (N.B. : De très rares résultats possèdent une LQ inférieure, qui ne sont pas pris en compte.
Les LQ pour Bâle-Campagne n'ont pas été fournies.)

Tabelle 5.6: Bestimmungsgrenze 2024 nach Partner für die 23 PFAS (Anmerkung: Sehr wenige Ergebnisse weisen eine niedrigere BG auf, diese wurde nicht berücksichtigt.
Die BG für Basel-Landschaft wurden nicht bereitgestellt.)



Carte 5.6 : Quantification et dépassement de la valeur seuil pour les 20 PFAS de la Directive EDCH

Karte 5.6: Quantifizierung und Überschreitung des Schwellenwertes für die 20 PFAS der Trinkwasserrichtlinie

Scénario d'une prise en compte des quatre PFAS cibles de l'EFSA pour l'eau potable

Lecture et base d'évaluation des résultats

Les résultats de la carte et du graphique sont représentés et interprétés en fonction du dépassement de l'une ou des deux valeurs seuils transfrontalières suivantes :

— 0,1 µg/L pour la somme des 20 PFAS ciblés par la directive européenne sur l'eau potable de 2020 ;
— 0,02 µg/L pour la somme de quatre PFAS (« somme 4 PFAS ») ciblés par les recommandations de l'EFSA.

! Avertissement : en plus du paramètre « somme 20 PFAS » traité précédemment, cette analyse prend en compte de manière conjointe, la future valeur seuil allemande de 0,02 µg/L pour le suivi de quatre PFAS dans l'eau potable : PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS.

Cette valeur seuil a été établie par les autorités allemandes sur la base de recommandations émises par l'EFSA visant ces quatre PFAS. En Allemagne, sa mise en application est prévue pour 2028 et s'ajoutera au paramètre « somme 20 PFAS ».

À l'avenir, d'autres pays européens pourraient tenir compte de ces recommandations. Ce scénario a donc été étudié, en hypothèse d'une telle évolution réglementaire. S'agissant d'une prévision, les résultats sont considérés comme provisoires à l'échelle transfrontalière du périmètre. Même si d'autres pays d'Europe, comme la France ou la Suisse, sont amenés à considérer les recommandations de l'EFSA, les valeurs seuils déterminées pourraient ne pas être égales à 0,02 µg/L.

À noter que les quatre PFAS cibles de l'EFSA sont inclus dans le paramètre « somme 20 PFAS ».

En considérant de manière conjointe les deux valeurs seuils transfrontalières, 15,7 % des points de mesure enregistreraient un dépassement des concentrations de 0,1 µg/L et/ou de 0,02 µg/L (**Figure 5.16**).

Pour 7,3 % des points de mesure, les deux seuils transfrontaliers seraient dépassés. Par ailleurs, respectivement 1,3 % et 7,1 % des ouvrages dépasseraient uniquement le seuil relatif à la somme 20 PFAS ou le seuil relatif à la somme 4 PFAS.

Comme pour la somme 20 PFAS, la somme 4 PFAS aurait l'impact le plus fort dans la partie suisse de l'aquifère. Près de 90 % des points de mesure y dépasseraient les valeurs seuils.

En Alsace, au Bade-Wurtemberg et en Hesse, la situation s'alignerait au constat transfrontalier observé pour la somme 20 PFAS. En Rhénanie-Palatinat, les résultats obtenus sont à mettre en relief des limites de quantification relativement élevées (**cf. partie 5.3.3.1.**).

Globalement, la perspective d'une prise en compte de la somme 4 PFAS via une éventuelle valeur seuil de 0,02 µg/L, reviendrait donc à faire passer les situations de non-conformité de 8,7 % (**cf. partie « Paramètre "somme 20 PFAS" »**) à 15,7 % des points de mesure.

Szenario unter Berücksichtigung der vier PFAS, die von der EFSA für Trinkwasser empfohlen werden

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse auf der Karte und der Grafik liegt die Überschreitung eines oder beider der folgenden grenzüberschreitenden Schwellenwerte zugrunde:

— 0,1 µg/L für die „Summe PFAS-20" der europäischen Trinkwasserrichtlinie von 2020
— 0,02 µg/L für die Summe der vier PFAS („Summe PFAS-4"), die von der EFSA empfohlen werden.

! Hinweis: Zusätzlich zu dem zuvor behandelten Parameter „Summe PFAS-20" berücksichtigt diese Analyse auch den künftigen deutschen Grenzwert von 0,02 µg/L für die Überwachung von vier PFAS im Trinkwasser: PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS („Summe PFAS-4").

Dieser Grenzwert wurde von den deutschen Behörden auf der Grundlage der EFSA-Empfehlungen für diese vier PFAS festgelegt. In Deutschland tritt er 2028 ergänzend zum Parameter „Summe PFAS-20" in Kraft.

In Zukunft werden sich vermutlich auch andere europäische Länder diesen Empfehlungen anschließen. Das Szenario geht daher von der Annahme einer solchen regulatorischen Entwicklung aus. Da es sich um eine Prognose handelt, werden die Ergebnisse für das grenzüberschreitende Untersuchungsgebiet als vorläufig betrachtet. Selbst wenn andere europäische Länder wie Frankreich oder die Schweiz die Empfehlungen der EFSA künftig berücksichtigen, werden die festgelegten Schwellenwerte nicht unbedingt 0,02 µg/L betragen.

Es sei darauf hingewiesen, dass die vier von der EFSA empfohlenen PFAS im Parameter „Summe PFAS-20" enthalten sind.

Bei gemeinsamer Betrachtung der beiden grenzüberschreitenden Schwellenwerte würden 15,7 % der Messstellen eine Überschreitung von mindestens einem der beiden Schwellenwerte von 0,1 µg/L bzw. 0,02 µg/L aufweisen (**Abbildung 5.16**).

An 7,3 % der Messstellen würden beide grenzüberschreitenden Schwellenwerte überschritten. An 1,3 % bzw. 7,1 % der Messstellen würde nur der Schwellenwert für die „Summe PFAS-20" bzw. der Schwellenwert für die „Summe PFAS-4" überschritten.

Wie bereits bei der „Summe PFAS-20" würde sich die „Summe PFAS-4" im Schweizer Teil des Grundwasserleiters am stärksten auswirken. Hier würden fast 90 % der Messstellen die Schwellenwerte überschreiten.

Im Elsass, in Baden-Württemberg und in Hessen würde sich die Situation ähnlich darstellen wie bei der grenzüberschreitenden Betrachtung von PFAS-20. In Rheinland-Pfalz müssen bei der Betrachtung der Ergebnisse die

Géographiquement, les zones concernées par des concentrations supérieures à 0,02 µg/L pour la somme des quatre PFAS seraient relativement similaires à celles identifiées dans le cas du paramètre « somme 20 PFAS ».

Cependant, la prise en compte conjointe des deux valeurs seuils conduirait à un élargissement des zones déjà impactées par les PFAS du paramètre « somme 20 PFAS » (**Carte 5.7**).

Cet effet serait particulièrement visible le long de la Thur en aval de Thann, à hauteur de Bâle, à proximité de Colmar, dans la région de Baden-Baden et de Rastatt, entre Mayence et Francfort, ainsi que de manière ponctuelle sur l'ensemble de l'aquifère.

Carte de la somme des 4 PFAS avec dépassement de la valeur seuil en ligne.

vergleichsweise hohen Bestimmungsgrenzen der Analysen berücksichtigt werden (**s. Abschnitt 5.3.3.1.**).

Insgesamt würde die Berücksichtigung der „Summe PFAS-4" mit dem Schwellenwert von 0,02 µg/L dazu führen, dass der Prozentsatz belasteter Messstellen von 8,7 % (**s. Abschnitt „Parameter, Summe PFAS-20"**) auf 15,7 % steigen würde.

Die Gebiete, in denen die „Summe PFAS-4" den Schwellenwert von 0,02 µg/L überschreiten würde, würden sich in etwa mit denen decken, die auch für den Parameter „Summe PFAS-20" identifiziert wurden

Werden beide Schwellenwerte zusammen berücksichtigt, wären jedoch größere Gebiete betroffen als die bereits für den Parameter „Summe PFAS-20" identifizierten (**Karte 5.7**).

Besonders spürbar wäre dieser Effekt stromabwärts der Thur bei Thann, auf der Höhe von Basel, in der Nähe von Colmar, in der Region Baden-Baden und Rastatt, zwischen Mainz und Frankfurt sowie punktuell im gesamten Grundwasserleiter.

Karte der „Summe PFAS-4" mit Überschreitung des Schwellenwerts online

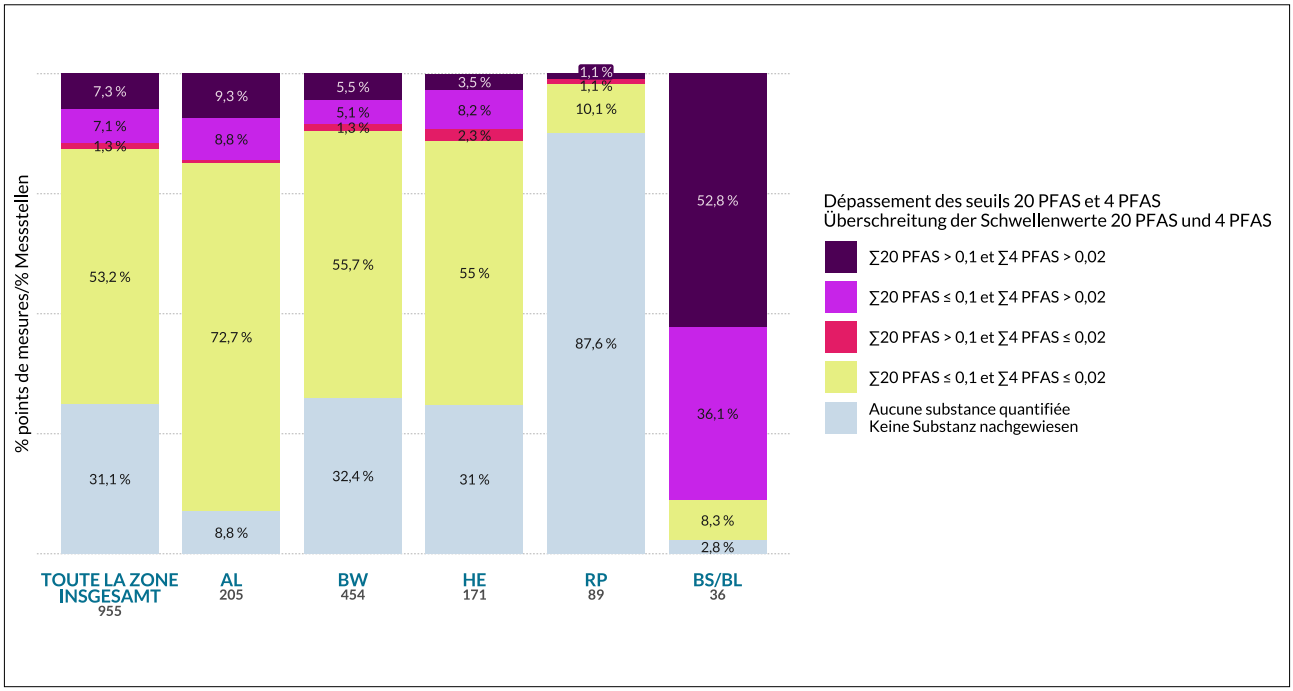
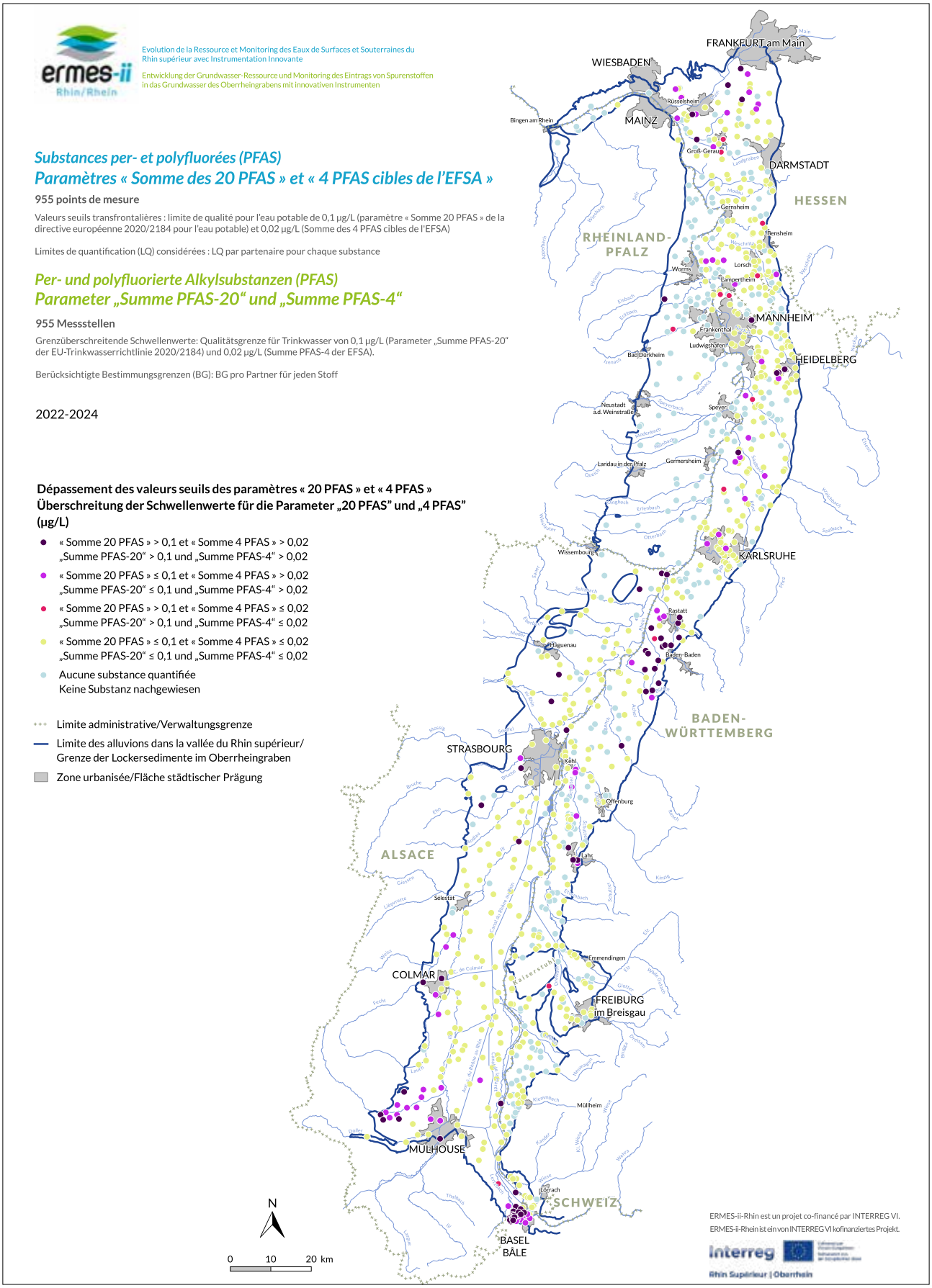


Figure 5.16 : Répartition des classes de concentration et fréquences des dépassements concomitants des seuils par région pour la somme des 20 PFAS de la Directive EDCH et de la somme des 4 PFAS cibles de l'EFSA

Abbildung 5.16: Aufteilung der Konzentrationsklassen und Häufigkeit der Überschreitung der Schwellenwerte für die „Summe PFAS-20" der Trinkwasserrichtlinie und die „Summe PFAS-4" der EFSA nach Region



Carte 5.7 : Dépassements concomitants des seuils pour la somme des 20 PFAS de la Directive EDCH et de la somme des 4 PFAS cibles de l'EFSA

Karte 5.7: Überschreitung der Schwellenwerte für die „Summe PFAS-20" der Trinkwasser-Richtlinie und der „Summe PFAS-4" der EFSA

Zoom sur la somme 4 PFAS (basée sur les recommandations de l'EFSA)

À eux seuls, les quatre PFAS cibles de l'EFSA provoqueraient un dépassement de la valeur seuil de 0,02 µg/L sur 14,4 % des points de mesure.

C'est à nouveau dans les cantons bâlois que la proportion de concentrations supérieures à 0,02 µg/L serait la plus forte (88,2 %), suivi de l'Alsace (18 %), de la Hesse (11,7 %) et du Bade-Wurtemberg (10 %).

Au moins un des quatre PFAS a été quantifié sur 60,6 % des 955 points de mesure transfrontaliers. Ces résultats attestent de la forte contribution de ces 4 PFAS en rapport du paramètre « Somme 20 PFAS », que ce soit en termes de fréquence de quantification ou de dépassement des valeurs seuils.

Carte de la somme des 4 PFAS avec dépassement de la valeur seuil

5.3.3.2. Situation par substance

Parmi les 23 PFAS à chaîne courte ou longue de la liste commune transfrontalière, 21 ont été quantifiés au moins une fois (**Figure 5.17**).

Un groupe de huit PFAS (PFBS, PFOA, PFBA, PFHxS, PFHxA, PFOS, PFPeA et PFHpA) se distingue nettement des autres en affichant des fréquences de quantification plus élevées, situées entre 30 et 50 %.

Ces huit PFAS ont tous une chaîne carbonée courte (C= ou <8). Ces huit PFAS présentent des concentrations individuelles supérieures à 0,1 µg/L (valeur seuil transfrontalière de la somme des 20 PFAS). Les dépassements de ce seuil n'excèdent pas 1,5 % des points de mesure par PFAS.

Les PFAS possédant une chaîne carbonée plus longue sont globalement moins quantifiés ; leur faible solubilité et leur capacité à s'adsorber sur les particules (organiques, argileuses, etc.) peuvent l'expliquer, ainsi que le fait qu'ils se dégradent en PFAS à chaîne plus courte.

Une corrélation positive significative (coefficient de Spearman > 0,5, p-valeur < 0,05) entre les concentrations est observée entre toutes les paires possibles entre le PFBA, le PFHpA, le PFHxA, le PFNA, le PFOA et le PFPeA, ainsi qu'entre le PFHxS et le PFOS. Ces corrélations pourraient indiquer une origine commune pour les deux PFAS, une dégradation (ex. : dégradation du PFOA en PFHxA ou PFPeA, du PFOS en PFHxS ; source : Cavelan et Togola, 2024), ou être une corrélation indirecte via un troisième PFAS précurseur des deux PFAS.

Zoom sur les huit PFAS les plus fréquemment quantifiés

[**N.B. :** Rappelons que dans ce paragraphe, les concentrations individuelles des huit PFAS sont comparées, de manière purement arbitraire et indicative, à la valeur de 0,1 µg/L, soit celle du paramètre « Somme 20 PFAS ».]

Fokus auf die „Summe PFAS-4" (die von der EFSA empfohlenen PFAS)

Bei alleiniger Betrachtung der vier von der EFSA empfohlenen PFAS („Summe PFAS-4") würde an 14,4 % der Messstellen der Schwellenwert von 0,02 µg/L überschritten.

Der Anteil der Konzentrationen über dem Schwellenwert von 0,02 µg/L wäre ebenfalls in den Basler Kantonen am höchsten (88,2 %), gefolgt vom Elsass (18 %), Hessen (11,7 %) und Baden-Württemberg (10 %).

Mindestens eine der vier PFAS, die in den Summenwert „Summe PFAS-4" einfließen, wurden an 60,6 % der 955 grenzüberschreitenden Messstellen nachgewiesen. Diese Ergebnisse belegen den starken Anteil der vier PFAS am Parameter „Summe PFAS-20", sowohl hinsichtlich der Bestimmungshäufigkeit als auch hinsichtlich der Überschreitung der Schwellenwerte.

Karte der „Summe der PFAS-4" mit Überschreitung des Schwellenwertes

5.3.3.2. Situation nach Substanz

21 der 23 kurzkettigen oder langkettigen PFAS der gemeinsamen grenzüberschreitenden Liste wurden mindestens einmal quantifiziert (**Abbildung 5.17**).

Eine Gruppe von acht PFAS (PFBS, PFOA, PFBA, PFHxS, PFHxA, PFOS, PFPeA und PFHpA) hebt sich deutlich von den anderen ab und weist mit 30 bis 50 % höhere Bestimmungshäufigkeiten auf.

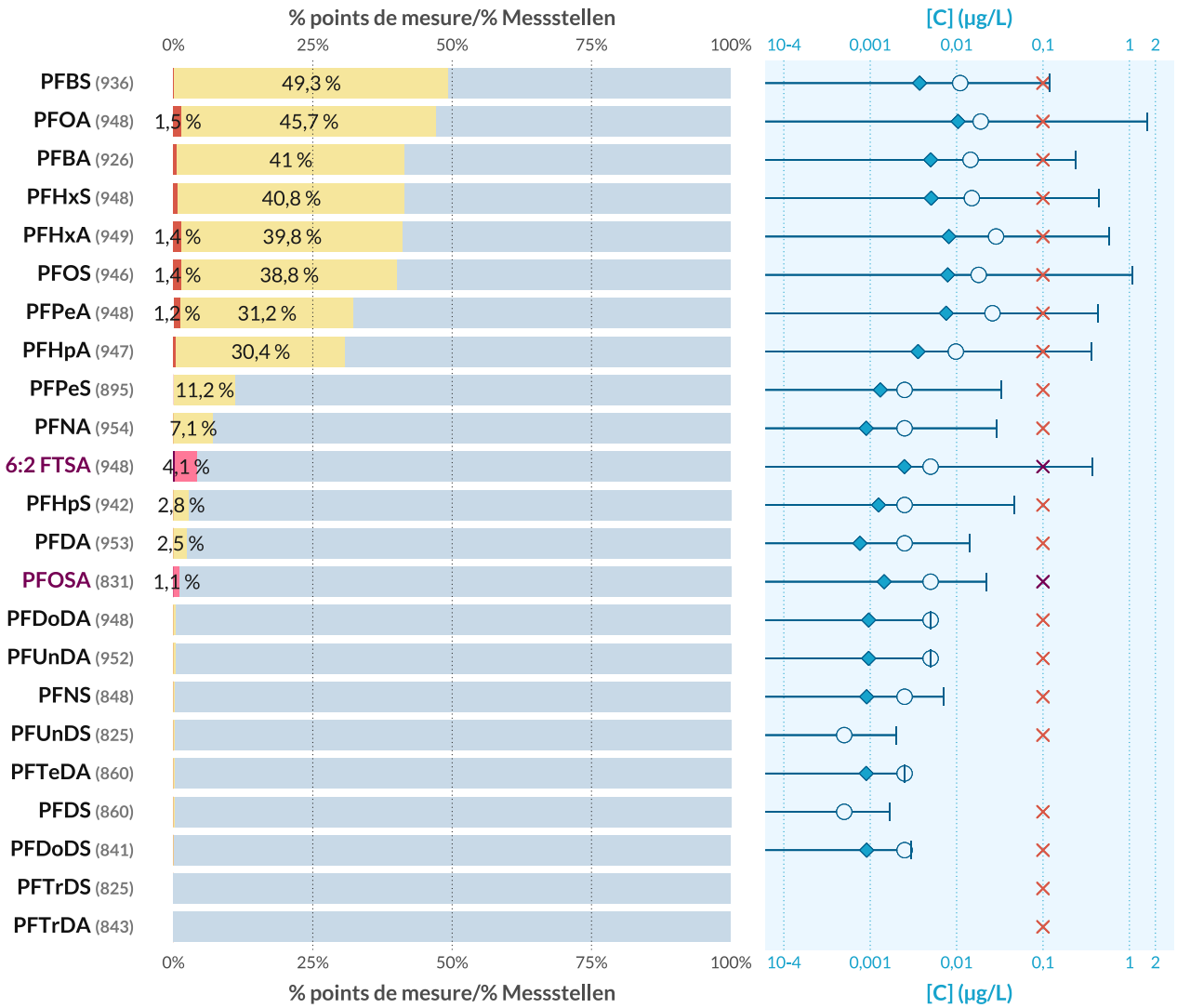
Diese acht PFAS haben alle eine kurze Kohlenstoffkette (C ≤ 8). Diese acht PFAS weisen allein genommen Konzentrationen von über 0,1 µg/L (grenzüberschreitender Schwellenwerte der „Summe PFAS-20") auf. Dieser Wert wird pro PFAS an nicht mehr als 1,5 % der Messstellen überschritten.

PFAS mit einer längeren Kohlenstoffkette werden insgesamt seltener nachgewiesen. Erklären lässt sich dies durch ihre geringe Löslichkeit und ihre starke Sorption an Oberflächen (z. B. organische, tonhaltige Partikel) sowie durch den Abbau zu kürzerkettigen PFAS.

Eine signifikante positive Korrelation (Spearman-Koeffizient > 0,5, p-Wert < 0,05) wird zwischen den Konzentrationen aller möglicher Paare zwischen PFBA, PFHpA, PFHxA, PFNA, PFOA und PFPeA sowie zwischen PFHxS und PFOS beobachtet. Diese Korrelationen könnten auf einen gemeinsamen Ursprung der jeweiligen PFAS, auf einen Abbau (z. B. Abbau von PFOA zu PFHxA oder PFPeA, von PFOS zu PFHxS; Quelle: Cavelan und Togola, 2024) oder auf eine indirekte Korrelation über eine dritte PFAS-Vorläuferverbindung der beiden PFAS hinweisen.

Fokus auf die acht am häufigsten nachgewiesenen PFAS

[**Anmerkung:** Es sei daran erinnert, dass in diesem Absatz die einzelnen Konzentrationen der acht PFAS rein indikativ mit dem Wert von 0,1 µg/L verglichen werden, der dem Schwellenwert „Summe PFAS-20" entspricht.]



Proportion de points de mesures/Anteil der Messstellen

- Substance quantifiée > valeur guide/Quantifizierte Substanz > GOW/LW
- Substance quantifiée ≤ valeur guide/Quantifizierte Substanz ≤ GOW/LW
- Substance quantifiée > limite de qualité/Quantifizierte Substanz > Qualitätsgrenze
- Substance quantifiée ≤ limite de qualité/Quantifizierte Substanz ≤ Qualitätsgrenze
- Substance non quantifiée (<LQ)/Nicht quantifizierte Substanz (< BG)

Statistiques sur les valeurs quantifiées/Statistiken über quantifizierte Werte

- Moyenne/Durchschnitt
- Percentile 95/Perzentil 95
- Maximum/Maximum
- Valeur guide/GOW/LW
- Limite de qualité/Qualitätsgrenze

Figure 5.17 : Caractérisation de la présence des PFAS recherchés. À gauche : Fréquence de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière. À droite : indicateurs statistiques des distributions des concentrations (en µg/L)

Abbildung 5.17: Charakterisierung der untersuchten PFAS; links: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts; rechts: statistische Indikatoren für die Konzentrationsverteilung (in µg/L)

Les huit PFAS les plus quantifiés sont globalement retrouvés de manière homogène tout au long de la nappe (**Carte 5.8**). Les fréquences de quantification sont relativement variables d'une région à l'autre : autour de 90 % en Suisse, 70 % en Alsace, 40 % en Bade-Wurtemberg, 30 % en Hesse (**Figure 5.18**).

La majorité des points de mesure, où des substances individuelles dépassent la valeur arbitraire de 0,1 µg/L, sont regroupés dans la zone s'étalant de Rastatt au sud-ouest de Baden-Baden et aux alentours de Bâle.

Au sud de Rastatt, ce dépassement individuel est observé sur un point pour le PFOS et sur plusieurs points pour le PFOA, le PFBA, le PFHxA, le PFOS, le PFPeA et le PFHpA. La prédominance des carboxylates dans ce secteur est très marquée.

Dans les cantons de Bâle, des dépassements individuels sont observés pour le PFBA, le PFHxS, le PFHxA, le PFOS et le PFPeA. Les huit substances les plus quantifiées sont d'ailleurs retrouvées sur 100 % des points de Bâle-Campagne et sur la majorité des points de Bâle-Ville.

Les secteurs du sud de l'Alsace, de Karlsruhe, Heidelberg et Francfort-sur-le-Main présentent également de fortes concentrations en PFAS pris individuellement.

D'une manière générale, les zones à forte concentration (notamment zones industrielles) sont liées à une présence majoritaire d'acides carboxyliques par rapport aux acides sulfoniques.

Un panache de PFAS le long de la Thur, partant du secteur de Thann-Cernay, comprend principalement des acides carboxyliques en fortes concentrations. On note ensuite une diminution progressive de ces concentrations des points le long de la Thur.

Die acht am häufigsten quantifizierten PFAS waren insgesamt gleichmäßig über das gesamte Grundwasservorkommen verteilt (**Karte 5.8**). Die Bestimmungshäufigkeiten variieren in den Teilgebieten des Projekts: etwa 90 % in der Schweiz, 70 % im Elsass, 40 % in Baden-Württemberg und 30 % in Hessen (**Abbildung 5.18**).

Die meisten Messstellen, an denen einzelne Substanzen den festgelegten Wert von 0,1 µg/L überschritten, befanden sich in dem Gebiet zwischen Rastatt bis südwestlich von Baden-Baden sowie der Umgebung von Basel.

Südlich von Rastatt wurde diese individuelle Überschreitung an einer Messstelle für PFOS und an mehreren Stellen für PFOA, PFBA, PFHxA, PFOS, PFPeA und PFHpA beobachtet. Die Dominanz von Carboxylaten in diesem Bereich ist sehr ausgeprägt.

In den Basler Kantonen wurden individuelle Überschreitungen für PFBA, PFHxS, PFHxA, PFOS und PFPeA beobachtet. Die acht am häufigsten gemessenen Substanzen wurden an 100 % der Messstellen in Basel-Landschaft und an den meisten Messstellen in Basel-Stadt gefunden.

Die Gebiete im Süden des Elsass, in Karlsruhe, Heidelberg und Frankfurt am Main wiesen ebenfalls hohe Konzentrationen einzelner PFAS auf.

Im Allgemeinen sind Gebiete mit hoher Konzentration (insbesondere Industriegebiete) mit einem überwiegenden Vorkommen von Carbonsäuren im Vergleich zu Sulfonsäuren verbunden.

Eine PFAS-Fahne im Grundwasser entlang der Thur beginnt im Gebiet Thann-Cernay, wobei hauptsächlich Carbonsäuren in hohen Konzentrationen vorkommen. Anschließend ist eine allmähliche Abnahme dieser Konzentrationen entlang der Thur zu beobachten.

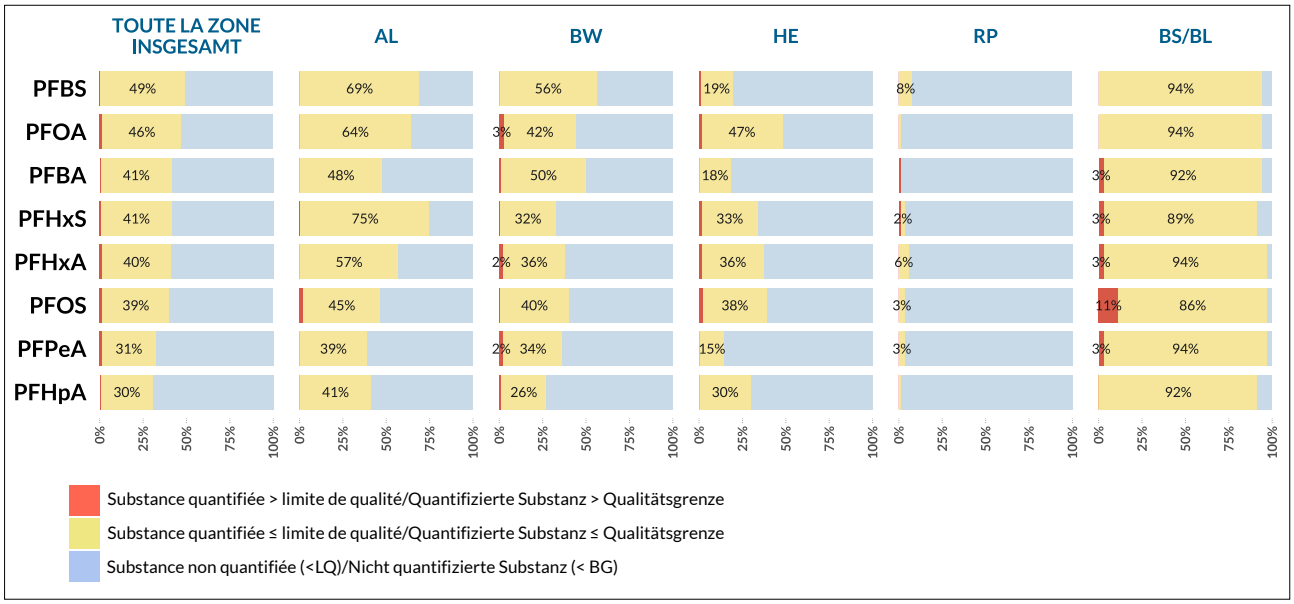
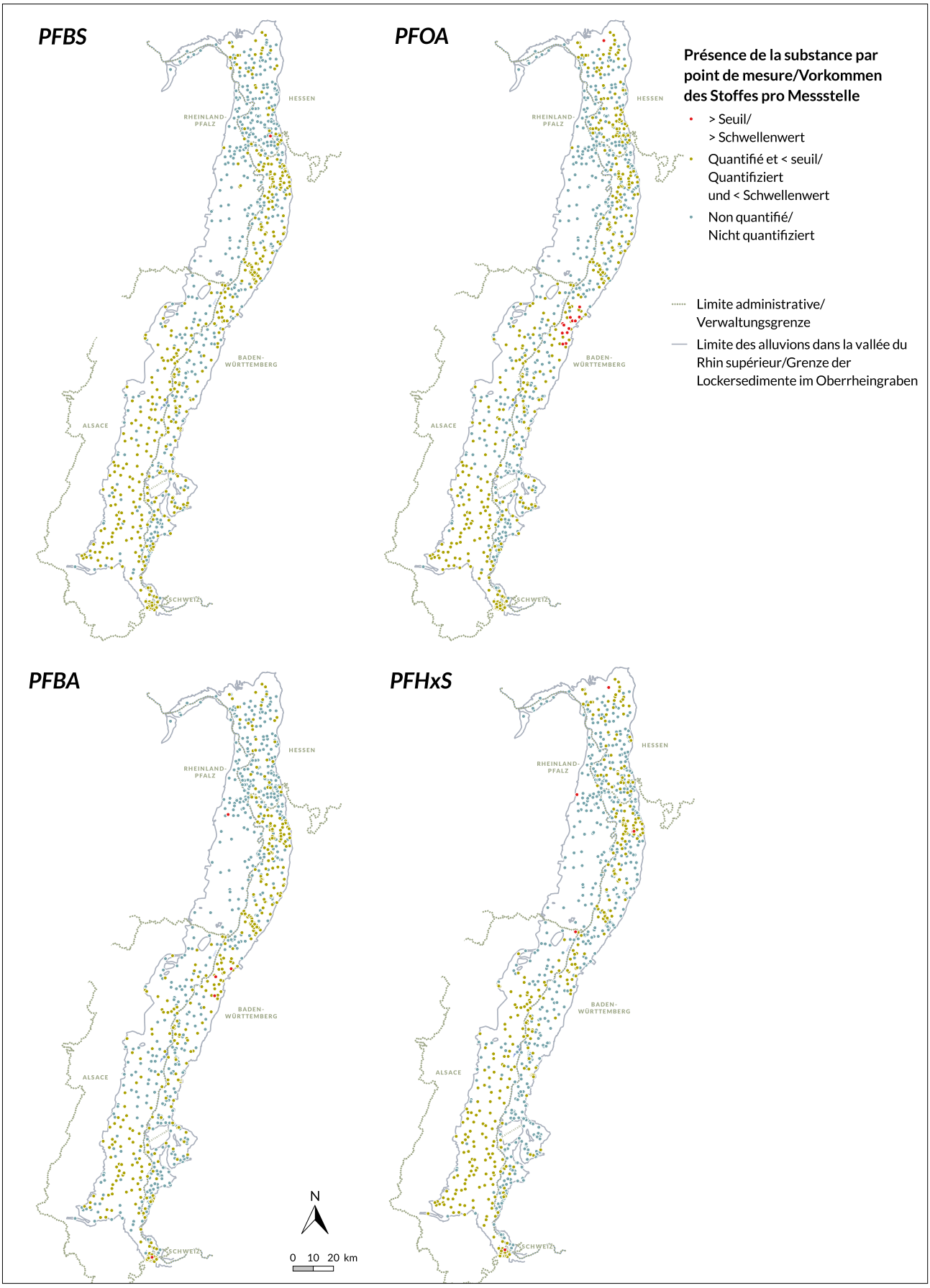


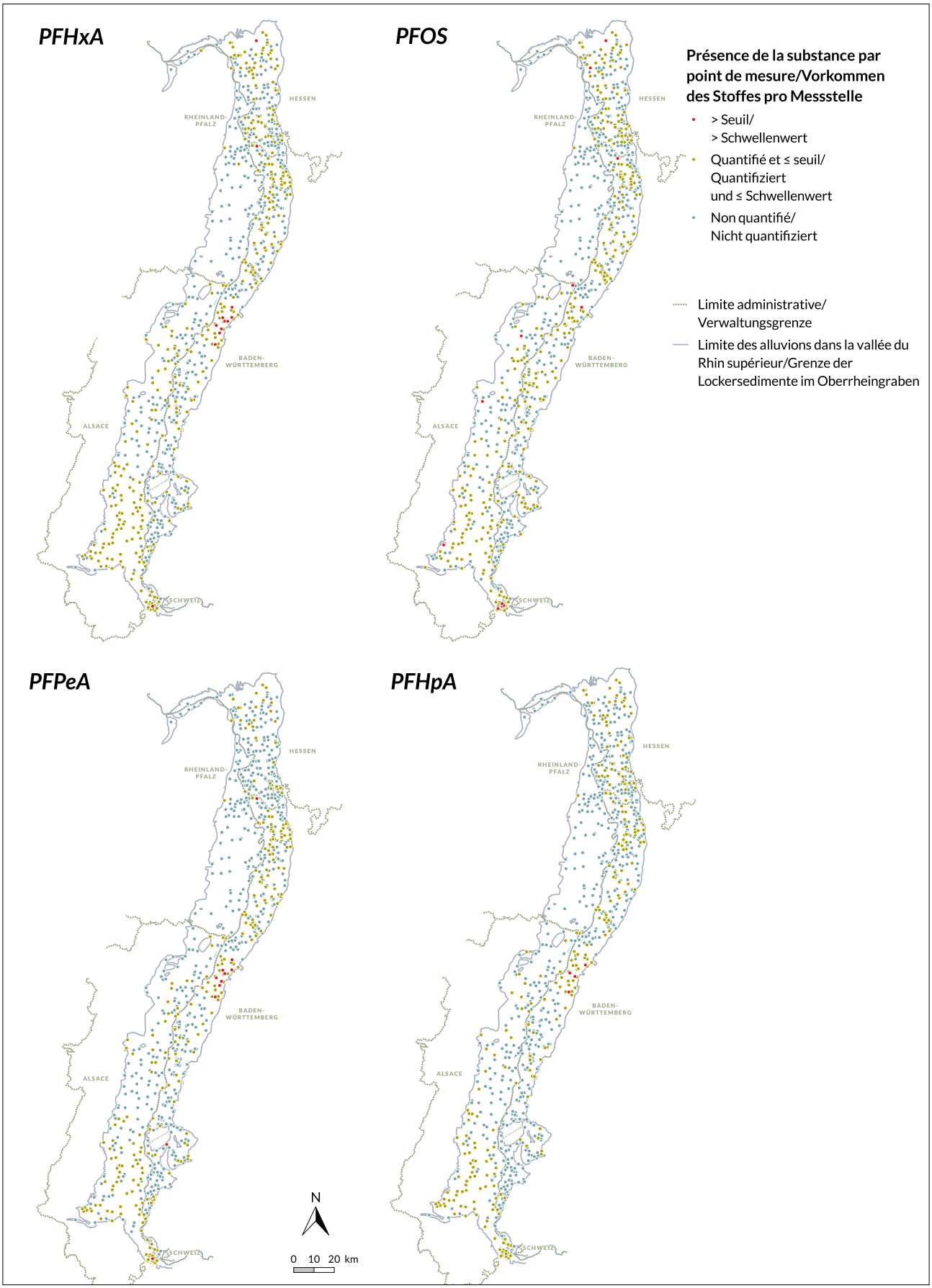
Figure 5.18 : Fréquence de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L pour les huit PFAS de la liste EDCH par région pour les huit PFAS les plus retrouvés

Abbildung 5.18: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwertes von 0,1 µg/L für die acht am häufigsten nachgewiesenen PFAS nach Region



Carte 5.8 : Quantification et dépassement individuel de la valeur de 0,1 µg/L des huit PFAS les plus retrouvés

Karte 5.8: Quantifizierung und Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwertes von 0,1 µg/L der acht am häufigsten nachgewiesenen PFAS


PFHxA
PFOS
PFPeA
PFHpA
HESSEN
RHEINLAND-PFALZ
BADEN-WÜRTTEMBERG
ALSACE
SCHWEIZ
Présence de la substance par point de mesure/Vorkommen des Stoffes pro Messstelle
> Seuil/ > Schwellenwert
Quantifié et ≤ seuil/ Quantifiziert und ≤ Schwellenwert
Non quantifié/ Nicht quantifiziert
Limite administrative/ Verwaltungsgrenze
Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/Grenze der Lockersedimente im Oberrheingraben
N
0 10 20 km

5.3.4. Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

La comparaison des concentrations entre 2016 et 2024 est réalisée sur 695 points de mesure communs et 14 substances communes aux deux années.

La comparaison s'effectue sur une liste identique de substances pour chaque point de mesure. La limite de quantification pour chaque paramètre est définie par partenaire et harmonisée entre 2016 et 2024 (**Tableau 5.7**). La Rhénanie-Palatinat n'est pas intégrée dans cette comparaison en raison d'un nombre très faible d'analyses en 2016.

La proportion de points de mesure où au moins un PFAS est quantifié, est en très légère hausse (+1,3%) entre 2016 et 2024, passant de 64,3 % à 65,6 % (**Figure 5.19**).

C'est également le cas pour le nombre de points avec une somme des concentrations supérieure à 0,1 µg/L (+2,2%), qui passe de 5,3 % en 2016 à 7,5 % en 2024.

Même si les résultats montrent une légère augmentation des quantifications et des concentrations, ces variations demeurent très faibles. Avec seulement deux années de mesures comme référence pour les PFAS, il est difficile de certifier s'il s'agit bien d'une tendance à la hausse inscrite sur le long terme. Dans ce contexte, on peut considérer que la situation est globalement stable.

Les zones de contamination relevées en 2016 restent identiques en 2024.

En 2024, la somme des concentrations des 14 PFAS communs est en hausse pour 43,7 % des points de mesure (**Figure 5.20**). Ces dégradations se localisent en particulier dans les cantons suisses, en Alsace et dans le Bade-Wurtemberg (**Carte 5.9**).

À l'inverse, 26,8 % des points enregistrent une baisse de la somme des concentrations pour les 14 PFAS communs. Ces baisses sont observées dans le Bade-Wurtemberg, notamment à l'est et au nord de Heidelberg, autour de Baden-Baden, dans le secteur Lahr-Kehl et sur des points dispersés en Alsace, dans les cantons suisses et dans le nord de la zone étudiée, en Hesse.

5.3.4. Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der Vergleich der Konzentrationen zwischen 2016 und 2024 erfolgte anhand von 695 konsistenten Messstellen und 14 in beiden Jahren untersuchten PFAS-Einzelsubstanzen.

Dem Vergleich liegt eine für jede Messstelle identische Stoffliste zugrunde. Die Bestimmungsgrenze für jeden Parameter wurde jeweils von den Partnern festgelegt und zwischen 2016 und 2024 vereinheitlicht (**Tabelle 5.7**). Rheinland-Pfalz wird aufgrund der sehr geringen Anzahl von Analysen im Jahr 2016 in diesem Vergleich nicht berücksichtigt.

Der Anteil der Messstellen, an denen mindestens ein PFAS nachgewiesen wurde, stieg zwischen 2016 und 2024 von 64,3 % auf 65,6 % sehr leicht an (+1,3 %) (**Abbildung 5.19**).

Dies gilt auch für die Anzahl der Messstellen, deren Konzentrationssumme 0,1 µg/L überschreitet. Sie steigt von 5,3 % im Jahr 2016 auf 7,5 % im Jahr 2024 (+2,2 %).

Auch wenn die Ergebnisse einen leichten Anstieg der Quantifizierungen und Konzentrationen zeigen, ist dieser nach wie vor sehr gering. Da für PFAS nur Messungen aus zwei Jahren als Referenz vorliegen, lässt sich nur schwer ableiten, ob es sich um einen langfristigen Aufwärtstrend handelt. Vor diesem Hintergrund lässt sich die Situation als insgesamt stabil beurteilen.

Die 2016 festgestellten belasteten Gebiete bleiben 2024 unverändert.

Im Jahr 2024 stieg die Summe der Konzentrationen der 14 konsistenten PFAS an 43,7 % der Messstellen an (**Abbildung 5.20**). Diese Verschlechterungen sind insbesondere in den Schweizer Kantonen, im Elsass und in Baden-Württemberg zu beobachten (**Karte 5.9**).

Umgekehrt verzeichneten 26,8 % der Messstellen einen Rückgang der Summe der Konzentrationen der 14 konsistenten PFAS. Sie waren in Baden-Württemberg zu beobachten, insbesondere östlich und nördlich von Heidelberg, um Baden-Baden, im Gebiet um Lahr und Kehl und an vereinzelten Messstellen im Elsass, in den Schweizer Kantonen und im Norden des hessischen Untersuchungsgebiets.

Code Sandre (FR)	N°CAS CAS-Nummer	Paramètre Parameter	LQ harmonisée 2016-2024 par partenaire Harmonisierte BG 2016–2024 pro Partner				
			AL	BW	HE	BS	BL
5347	335-67-1	Acide perfluoroctanoïque Perfluoroctansäure (PFOA)	0,001	0,001	0,01	0,005	0,005
5977	375-85-9	Acide perfluoroheptanoïque Perfluorheptansäure (PFHpA)	0,001	0,001	0,01	0,005	0,005
5978	307-24-4	Acide perfluorohexanoïque Perfluorhexansäure (PFHxA)	0,001	0,001	0,01	0,005	0,005
5979	2706-90-3	Acide perfluoropentanoïque Perfluorpentansäure (PFPeA)	0,001	0,001	0,005	0,005	0,005
5980	375-22-4	Acide perfluorobutanoïque Perfluorbutansäure (PFBA)	0,001	0,001	0,01	0,005	0,005
6025	375-73-5	Acide perfluorobutanesulfonique Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	0,001	0,001	0,01	0,005	0,005
6507	307-55-1	Acide perfluorododécanoïque Perfluordodecansäure (PFDoDA)	0,001	0,001	0,0025		
6508	375-95-1	Acide perfluorononanoïque Perfluornonansäure (PFNA)	0,001	0,001	0,01	0,005	0,005
6509	335-76-2	Acide perfluorodécanoïque Perfluordecansäure (PFDA)	0,001	0,001	0,01	0,005	0,005
6510	2058-94-8	Acide perfluoroundécanoïque Perfluorundecansäure (PFUnDA)	0,001	0,001	0,0025		
6542	375-92-8	Acide perfluoroheptane sulfonique Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	0,001	0,001	0,005		
6550	335-77-3	Acide perfluorodécane sulfonique Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	0,001	0,001	0,01		
6561	1763-23-1	Acide perfluorooctane sulfonique Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	0,001	0,001	0,01		
6830	355-46-4	Acide perfluorohexane sulfonique Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	0,001	0,001	0,01		

Tableau 5.7 : Liste des 14 PFAS communs aux campagnes 2016 et 2024, avec les limites de quantification harmonisées entre les deux années, par partenaire

Tabelle 5.7: Liste der 14 PFAS, die sowohl in den Kampagnen 2016 als auch 2024 untersucht wurden, mit den zwischen den beiden Beobachtungszeiträumen harmonisierten Bestimmungsgrenzen, nach Partner

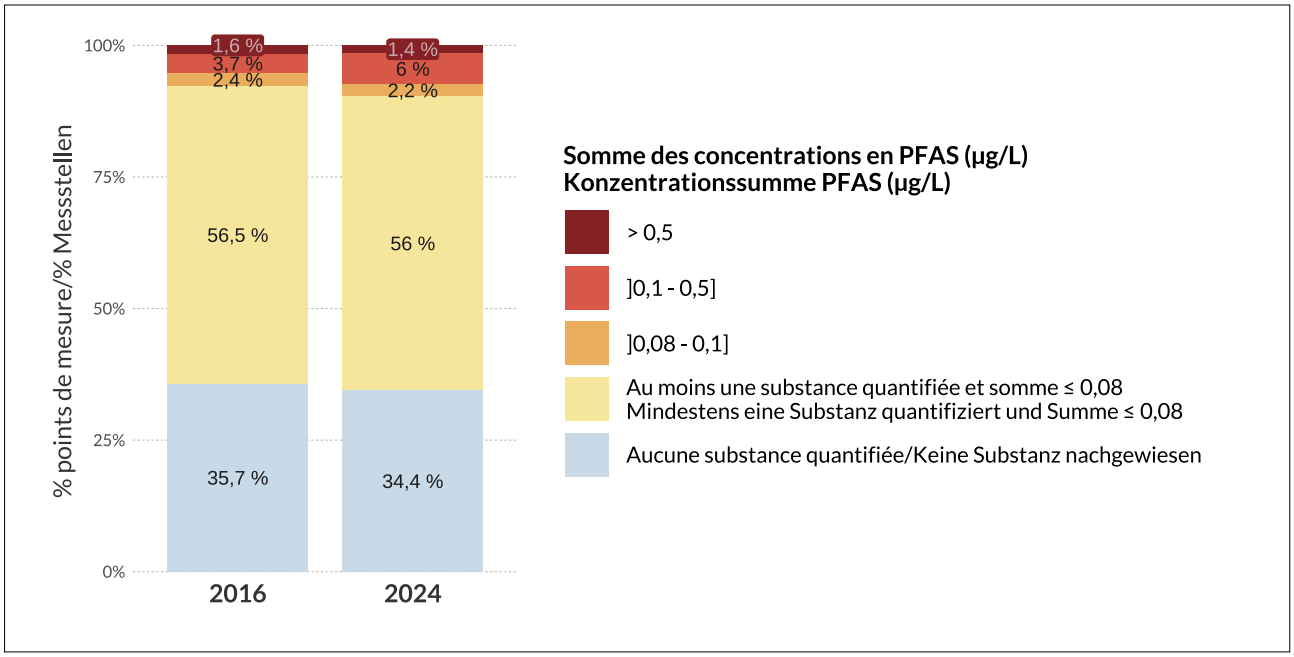


Figure 5.19: Évolution 2016-2024 des classes de concentration et des fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L sur les 14 PFAS communs

Abbildung 5.19: Entwicklung 2016–2024 der Konzentrationsklassen nach der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts von 0,1 µg/L für die 14 gemeinsamen PFAS

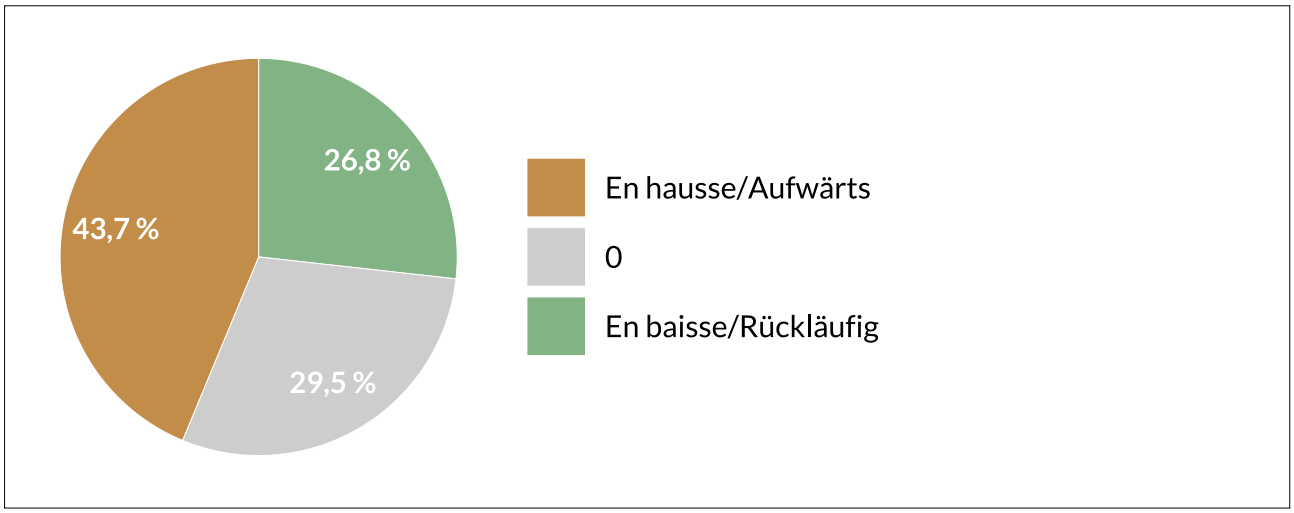
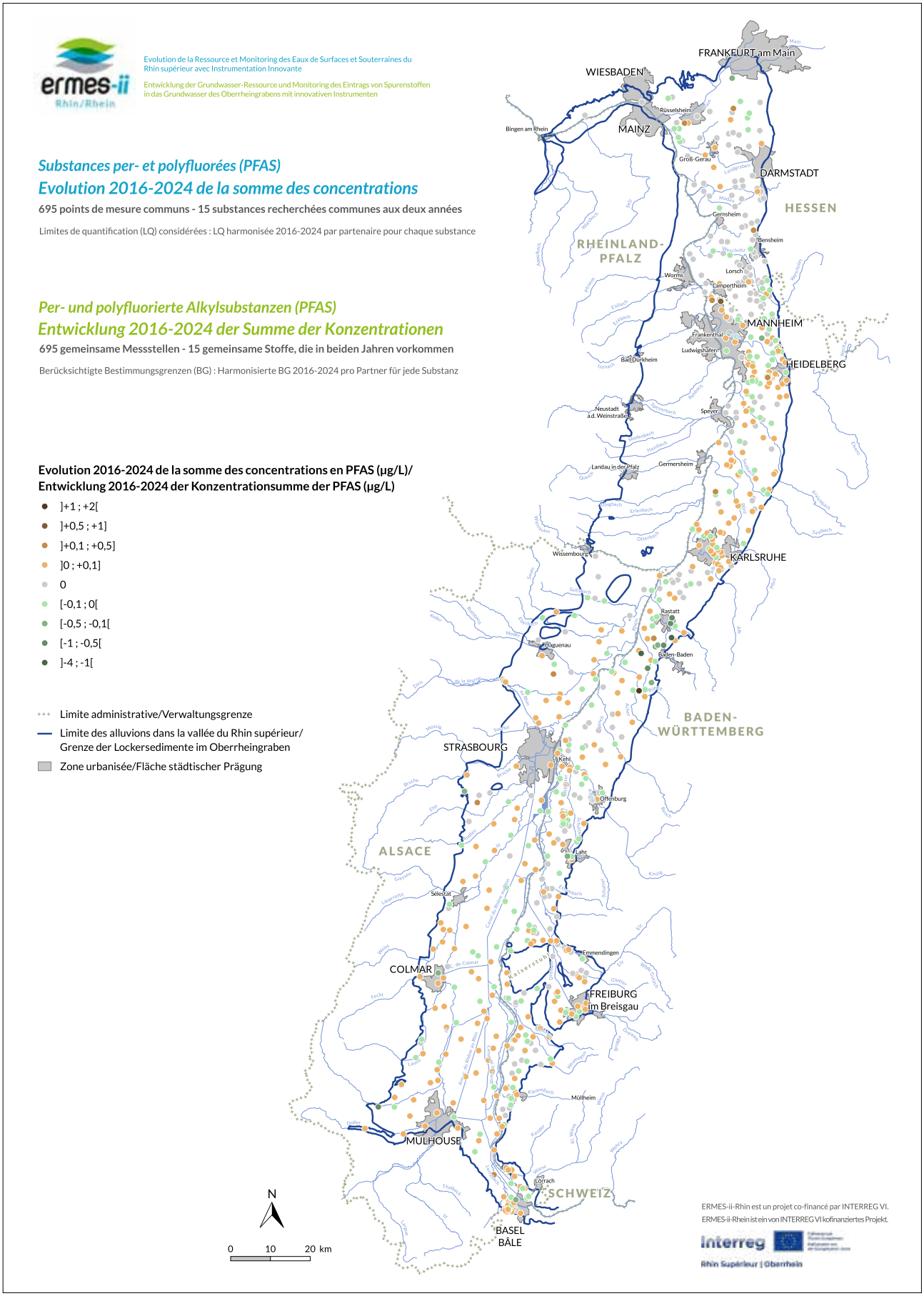


Figure 5.20 : Évolution 2016-2024 de la somme totale des 14 PFAS communs

Abbildung 5.20: Entwicklung 2016–2024 der Gesamtsumme der 14 gemeinsamen PFAS



Carte 5.9 : Évolution 2016-2024 de la somme totale des 14 PFAS communs

Karte 5.9: Entwicklung 2016-2024 der Gesamtsumme der 14 gemeinsamen PFAS

5.3.5. Focus par partenaire

Alsace

En 2023, les 23 PFAS de la liste commune transfrontalière ont été recherchés sur 205 points de mesure en nappe d'Alsace (dont aquifères du Pliocène de Haguenau).

Les résultats obtenus ont été interprétés en comparant les concentrations de PFAS aux limites de qualité pour l'eau potable applicables en France depuis 2023 pour la somme des 20 PFAS, à savoir 0,1 µg/L dans les EDCH et 2 µg/L dans les eaux brutes utilisées pour la production d'eau potable. Les résultats des trois autres PFAS (PFTeDA, PFOSA, 6:2 FTSA), exclus du paramètre « Somme des 20 PFAS », sont uniquement comparés individuellement.

Au moins un PFAS parmi les 20 analysés individuellement a été quantifié sur 91,2 % des points de mesure. Les concentrations relevées pour la somme de ces PFAS demeurent globalement faibles. La moyenne et la médiane se situent à 0,061 µg/L et 0,028 µg/L.

La limite de qualité de 0,1 µg/L est dépassée sur 9,8 % des points de mesure. La limite de qualité pour la ressource en eau brute de 2 µg/L n'est jamais dépassée. La concentration maximale mesurée est de 1,58 µg/L à Lauterbourg.

Le seuil d'alerte, fixé à 80 % de la limite de qualité de 0,1 µg/L, est dépassé sur 2,4 % des échantillons prélevés.

L'occurrence des 20 PFAS analysés étant très élevée, la contamination de la nappe d'Alsace s'en retrouve généralisée. Comme en 2016, les rares points où aucun PFAS n'a été détecté se situent principalement dans les formations plio-quaternaires de Haguenau.

Les points de mesure dont les teneurs sont proches ou supérieures à 0,1 µg/L sont répartis de manière relativement éparse dans le Bas-Rhin alors qu'ils se regroupent principalement autour de trois secteurs pour le Haut-Rhin : Colmar, l'est de Thann, et Saint-Louis entre la frontière suisse et l'aéroport Bâle-Mulhouse.

Au total, 17 des 20 PFAS visés par la limite de qualité de 0,1 µg/L ont été quantifiés au moins une fois.

Par composé individuel, les fréquences de quantification les plus élevées sont obtenues pour le PFHxS (75,1 %), le PFBS (69,3 %), le PFOA (64,4 %) et le PFHxA (57,1 %).

La suite du classement est complétée par neuf PFAS, dont le PFOS, avec des fréquences de quantification comprises entre 10 et 50 %. Ces 13 PFAS sont inclus dans le paramètre « Somme 20 PFAS », sauf un, le 6:2 FTSA.

En prenant en compte le paramètre « Somme 20 PFAS », plus de cinq composés différents ont été détectés simultanément dans 53,7 % des échantillons d'eau souterraine. Ce nombre dépasse 10 substances sur 5,9 % de points de mesure.

Le nombre de PFAS détectés par point apparaît globalement plus important sur la partie haut-rhinoise de la nappe

5.3.5. Fokus nach Partnerregion

Elsass

2023 wurden die 23 PFAS der gemeinsamen grenzüberschreitenden Liste an 205 Messstellen im Grundwasser des Elsass (darunter die Pliozän-Grundwasserleiter der Haguenauer Terrasse) untersucht.

Für die Ergebnisinterpretation wurden die Konzentrationen der nachgewiesenen PFAS mit den seit 2023 in Frankreich geltenden Parameterwerten für Trinkwasser für die „Summe PFAS-20" verglichen: 0,1 µg/L für Trinkwasser und 2 µg/L für Rohwasser, das für die Trinkwassergewinnung verwendet wird. Die Ergebnisse der drei anderen PFAS (PFTeDA, PFOSA, 6:2 FTSA), die nicht im Parameter „Summe PFAS-20" enthalten sind, wurden einzeln verglichen.

Mindestens eines der 20 einzeln analysierten PFAS wurde an 91,2 % der Messstellen nachgewiesen. Die Summenkonzentrationen dieser PFAS bleiben insgesamt niedrig. Der Mittelwert und der Medianwert liegen bei 0,061 µg/L bzw. 0,028 µg/L.

Der Parameterwert von 0,1 µg/L wurde an 9,8 % der Messstellen überschritten, der für Rohwasser (2 µg/L) wies keine Überschreitungen auf. Die höchste Konzentration betrug 1,58 µg/L und wurde in Lauterbourg gemessen.

Der Warnwert (80 % des Parameterwertes von 0,1 µg/L) wurde bei 2,4 % der entnommenen Proben überschritten.

Da die 20 analysierten PFAS sehr häufig vorkommen, ist eine flächenhafte Belastung des elsässischen Grundwassers festzustellen. Wie bereits 2016 befanden sich die wenigen Messstellen, an denen keine PFAS nachgewiesen wurden, hauptsächlich im Pliozän/Quartär der Haguenauer Terrasse.

Die Messstellen mit Werten nahe oder über 0,1 µg/L waren im Departement Bas-Rhin relativ verstreut, während sie sich im Departement Haut-Rhin hauptsächlich auf drei Bereiche konzentrierten: Colmar, östlich von Thann, Saint-Louis zwischen der Schweizer Grenze und dem Flughafen Basel-Mulhouse.

Insgesamt wurden 17 der 20 PFAS, für die der Qualitätsgrenzwert von 0,1 µg/L gilt, mindestens einmal nachgewiesen.

Bei den einzelnen Verbindungen lag die Bestimmungshäufigkeit für PFHxS (75,1 %), PFBS (69,3 %), PFOA (64,4 %) und PFHxA (57,1 %) am höchsten.

Es folgen neun PFAS, darunter PFOS, mit Bestimmungshäufigkeiten zwischen 10 und 50 %. Diese 13 PFAS sind, mit Ausnahme von 6:2 FTSA, im Parameter „Summe PFAS-20" enthalten.

Bei Berücksichtigung des Parameters „Summe PFAS-20" waren in 53,7 % der Grundwasserproben mehr als fünf verschiedene Verbindungen gleichzeitig nachweisbar. An 5,9 % der Messstellen wurden mehr als 10 Substanzen quantifiziert.

Die Anzahl der pro Messstelle nachgewiesenen PFAS ist im Departement Haut-Rhin, insbesondere in der Nähe von Industriegebieten (Colmar, Thann, Chalampé), insgesamt

d'Alsace, notamment à proximité des zones industrielles (Colmar, Thann, Chalampé). Le long de la Thur, en aval de Thann, une dizaine de PFAS sont fréquemment quantifiés simultanément. Le nombre maximal de PFAS retrouvés en simultané est situé sur ce secteur (14 composés détectés).

La plupart des PFAS fortement quantifiés en nappe d'Alsace sont des composés à chaîne courte (par ex : PFHxS (C6), PFBS (C4), PFHxA (C6)). Ces PFAS ont tendance à être particulièrement mobiles dans les milieux aquatiques (ECHA, 2022). Ils sont utilisés en substitution de PFAS à chaîne longue (≥C8) qui ont été interdits (ex : PFOS, PFOA).

La comparaison des présents résultats avec ceux d'ERMES-Rhin 2016 (à l'égard des 14 PFAS communs aux deux campagnes et inclus dans la somme des 20 PFAS) ne fait pas ressortir d'évolution, tant en termes d'occurrence, que de niveaux de concentrations relatifs à la limite de qualité de 0,1 µg/L.

La campagne de mesures 2023 confirme l'ubiquité des PFAS dans la nappe d'Alsace, principalement à des concentrations relativement faibles.

Les « hot spots » identifiés dans ce nouvel état des lieux sont les mêmes que ceux mis en lumière en 2016. Une légère hausse du nombre de points de mesure où la concentration de 0,1 µg/L est dépassée pour la somme des PFAS est observée sur les points communs aux deux années (en passant 6,9 % en 2016 à 9 % en 2023).

Les secteurs de la nappe d'Alsace contaminés par de fortes concentrations en PFAS sont reliés à des pollutions locales, issues de l'usage de mousses anti-incendie (lieux d'incendie ou d'exercice de la sécurité civile) ou de rejets industriels directs ou indirects (par les eaux usées).

Les cours d'eau contaminés par des rejets d'eaux usées industrielles ou urbaines provenant des STEU contribuent probablement à la dissémination de PFAS dans la nappe d'Alsace. D'autres sources (dépôts atmosphériques, pesticides fluorés, lixiviats de décharges, épandage de boues résiduaires) participent également à la diffusion de PFAS, des sols vers l'aquifère.

Bade-Wurtemberg

17 des 23 PFAS recherchés ont été retrouvés au moins une fois sur 436 des 454 points de mesure analysés.

Sur 310 points de mesure, au moins un des PFAS a été mesuré à des concentrations comprises entre 0,001 µg/L et 1,606 µg/L.

Une zone connue pour sa forte densité et ses fortes concentrations en PFAS se situe entre Bühl et Rastatt. En dehors de cette zone située dans la partie badoise du Bade-Wurtemberg, les points de mesure présentant des quantifications se trouvent principalement dans des zones industrielles et urbaines, ainsi que dans quelques zones agricoles.

Des valeurs individuelles supérieures à une concentration de 0,01 µg/L ont été retrouvées dans des zones industrielles

höher. Entlang der Thur, stromabwärts von Thann, wurden häufig etwa zehn PFAS gleichzeitig nachgewiesen. In diesem Bereich wurde auch die höchste Anzahl an PFAS gleichzeitig nachgewiesen (14 Verbindungen).

Die meisten PFAS, die im Grundwasser des Elsass in hohen Konzentrationen nachgewiesen wurden, sind kurzkettige Verbindungen (z. B. PFHxS (C6), PFBS (C4), PFHxA (C6)). Diese PFAS neigen in Gewässern zu starker Mobilität (ECHA, 2022). Sie ersetzen langkettige PFAS (≥C8) die verboten wurden (z. B. PFOS, PFOA).

Der Vergleich der vorliegenden Ergebnisse mit denen von ERMES-Rhein 2016 (in Bezug auf die 14 PFAS, die in beiden Kampagnen untersucht wurden und in der Summe PFAS-20 enthalten sind) zeigt keine Veränderung, weder hinsichtlich des Vorkommens noch hinsichtlich der Konzentrationswerte gemessen an der Qualitätsnorm von 0,1 µg/L.

Die Messkampagne 2023 bestätigt die flächenhafte Belastung des elsässischen Grundwassers mit PFAS bei überwiegend relativ geringen Konzentrationen.

Die in dieser neuen Bestandsaufnahme identifizierten „Hotspots" sind dieselben wie 2016. Bei den konsistenten Messstellen ist ein leichter Anstieg der Anzahl jener Messstellen zu beobachten, an denen die Konzentration von 0,1 µg/L für die Summe der PFAS überschritten wurde (von 6,9 % im Jahr 2016 auf 9 % im Jahr 2023).

Die mit hohen PFAS-Konzentrationen belasteten Bereiche des elsässischen Grundwassers stehen im Zusammenhang mit lokalen Einträgen, die durch die Verwendung von Feuerlöschschaum (Brandereignisse, Übungsplätze für Katastrophenschutz) oder durch direkte oder indirekte Einleitungen von industriellen Abwässern verursacht werden.

Durch Kläranlageneinleitungen von Industrie- oder Siedlungsabwässern verschmutzte Flüsse tragen wahrscheinlich zum Eintrag von PFAS in das elsässische Grundwasser bei. Auch aus dem Boden gelangen PFAS in das Grundwasser (atmosphärische Deposition, fluorierte Pflanzenschutzmittel, Deponiesickerwasser, Ausbringung von Klärschlamm).

Baden-Württemberg

Zwischen 436 bis 454 Messstellen wurden auf 23 PFAS-Substanzen untersucht, 17 Einzelparameter konnten nachgewiesen werden.

An 310 Messstellen konnte mindestens einer der nachgewiesenen PFAS in Konzentrationen von 0,001 µg/L bis 1,606 µg/L gemessen werden.

Ein bekanntes Gebiet mit hoher Dichte mit auffälligen PFAS-Konzentrationen liegt zwischen Bühl und Rastatt. Außerhalb dieses Gebietes in Mittelbaden lagen Messstellen mit Positivbefunden meist in Industrie- und Siedlungsgebieten sowie vereinzelt in landwirtschaftlichen Bereichen.

Nachgewiesene Einzelwerte oberhalb einer Konzentration von 0,01 µg/L fanden sich in Industriegebieten in Bereichen mit

abritant des entreprises de transformation de métaux (Weil am Rhein, Lahr), à proximité et autour d'aéroports et d'entreprises aéronautiques (par exemple à Mannheim, Hockenheim, Hochstätten, Lahr), près d'installations de traitement des eaux usées (stations d'épuration ou égouts) par exemple à Mannheim ou Hockenheim et sur d'anciennes décharges de sites contaminés connus (par exemple Lahr, région d'Offenbourg, Eppelheim, Mannheim).

Les concentrations supérieures à 0,1 µg/L restent rares et se retrouvent à proximité d'industries (Bötzingen), d'entreprises de transformation des métaux (Bühl) ou d'un fabricant d'extincteurs (Mannheim) et dans des zones déjà polluées (à Bühl et Rastatt). Plus de sept PFAS ont été détectés sur la plupart des points de mesure affichant des concentrations élevées.

Le point de mesure avec le plus grand nombre de PFAS se situe dans une zone industrielle à Rastatt, sur le terrain d'une entreprise de gestion des déchets. Les concentrations cumulées des PFAS y dépassent les seuils pertinents.

Sur trois points de mesure, des concentrations maximales individuelles supérieures à 0,5 µg/L ont été relevées. Tous ces points de mesure se situent entre Bühl et Rastatt et font partie de la zone régionale « Dommages agricoles causés par les PFAS à Rastatt/Baden-Baden » connue pour sa forte pollution. Comme en 2016, la concentration individuelle en PFAS la plus forte a été mesurée sur un point à Hügelsheim, près de Baden-Baden. La concentration de PFOA y était de 1,606 µg/L. Comparée à la valeur de 3,5 µg/L enregistrée en 2016, la concentration sur ce point de mesure a certes diminué de plus de 50 % mais reste néanmoins très élevée. Ce que confirme la somme des 20 PFAS (3,217 µg/L) et celle des 4 PFAS (1,641 µg/L) qui présentent les valeurs les plus élevées de tous les points de mesure.

Pour les deux paramètres cumulés « Somme 20 PFAS » et « Somme 4 PFAS », des dépassements des valeurs seuils (0,1 µg/L ou 0,02 µg/L) ont été constatés sur respectivement 31 et 48 points de mesure. La plupart des dépassements de ces deux valeurs seuils sur le même point de mesure ont été observés dans les zones déjà polluées par les PFAS (Bühl, Rastatt). D'autres dépassements sont observables sur des sites contaminés et des zones industrielles.

Hesse

Dans la partie hessoise de la zone d'étude, 23 PFAS (hormis le TFA) ont été mesurés. 15 composés ont été détectés. Le nombre de points de mesure des eaux souterraines touchés varie en fonction de l'étendue de l'analyse. Dans la partie hessoise de l'aquifère rhénan, le nombre de points de mesure supplémentaires pour les PFAS a augmenté d'environ 10 % par rapport à ERMES 2016. Les trois PFAS les plus fréquemment détectés (hors TFA, voir ci-dessous) sont le PFOA (48,2 %), PFOS (39,4 %) et PFHxA (37,6 %). Comparer directement les deux périodes du projet n'est donc possible que de manière limitée, notamment pour les paramètres

metallverarbeitenden Betrieben (z.B. Weil am Rhein, Lahr), an und um Flughäfen und Flugbetrieben (z.B. Mannheim, Hockenheim, Hochstätten, Lahr), in der Nähe von Abwasseranlagen wie auf Kläranlagengelände oder an Abwasserkanälen (z.B. Mannheim, Hockenheim) und an ehemaligen Abfalldeponien bekannter Altlastenflächen (z.B. Lahr, Raum Offenburg, Eppelheim, Mannheim).

Konzentrationen über 0,1 µg/L wurden nur selten detektiert und fanden sich in der Nähe von Industrie (z.B. Bötzingen), Metallverarbeitung (z.B. Bühl), Nahe eines Herstellers für Feuerlöscher (z.B. Mannheim) und in vorbelasteten Bereichen (z.B. Bühl, Rastatt). An den meisten Messstellen mit hohen Konzentrationen wurden mehr als sieben PFAS-Substanzen nachgewiesen.

Die Messstelle mit den meisten nachgewiesenen PFAS-Spezies lag in einem Industriegebiet in Rastatt auf dem Grundstück eines Entsorgungsunternehmens. Die Summenkonzentrationen der nachgewiesenen PFAS lagen über den relevanten Schwellenwerten.

An drei Messstellen konnten einzelne Maximalkonzentrationen oberhalb von 0,5 µg/L gemessen werden. Alle diese Messstellen lagen zwischen Bühl und Rastatt und gehören zu dem regionalen Belastungsschwerpunkt „Landwirtschaftliche PFAS-Schadensfälle Rastatt/Baden-Baden". An einer Messstelle in Hügelsheim bei Baden-Baden konnte, wie bereits 2016, die höchste gemessene PFAS-Einzelkonzentration festgestellt werden. Hier betrug die Konzentration von PFOA 1,606 µg/L. Verglichen mit dem 2016-Wert von 3,5 µg/L hat sich die Konzentration an dieser Messstelle zwar mehr als halbiert, sie bleibt jedoch weiterhin stark belastet. Dies wird durch die berechnete „Summe PFAS-4" (3,217 µg/L) und Summe 4-PFAS (1,641 µg/L) mit den höchsten Werten aller untersuchten Messstellen belegt.

Für die beiden Summenparameter „Summe PFAS-20" und „Summe PFAS-4" konnten an jeweils 31 Messstellen bzw. 48 Messstellen Schwellenwertüberschreitungen (Schwellenwert: 0,1 µg/L bzw. 0,02 µg/L) nach gewiesen werden. Die meisten Überschreitungen beider Schwellenwerte an derselben Messstelle traten in den PFAS-vorbelasteten Gebieten (z.B. Bühl, Rastatt) auf. Weitere Überschreitungen wurden in Bereichen mit Altlasten und in Industriegebieten beobachtet.

Hessen

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens erfolgte eine Messung von 23 PFAS (exklusive TFA), wovon 15 Verbindungen nachgewiesen wurden. Die Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen variiert je nach untersuchtem Umfang an PFAS. PFAS wurden im hessischen Oberrheingraben an ca. 10 % mehr Messstellen als noch in ERMES 2016 untersucht. Die drei am häufigsten nachgewiesenen PFAS (ohne TFA, s. unten) sind PFOA (48,2 %), PFOS (39,4 %) und PFHxA (37,6 %). Ein direkter Vergleich der beiden Projektzeiträumen ist insbesondere

spécifiques. Dans le cadre du projet ERMES 2016, les trois PFAS les plus fréquemment détectés étaient : PFOA (38,5 %), PFBA (28,8 %) et PFPeA ainsi que PDHxS (25 % chacun). Cette fois-ci, le PFBA a été détecté dans 18,2 % des 170 points de mesure des eaux souterraines. Pour le projet ERMES 2016, le PFHxA avait été détecté sur 20,5 % des 156 points de mesure des eaux souterraines.

Dans le fossé rhénan supérieur en Hesse, la somme des 20 PFAS dépasse la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L sur 5,9 % des points de mesure. Quant à la somme des 4 PFAS, elle dépasse la valeur seuil transfrontalière de 0,02 µg/L sur 11,7 % des points de mesure. Les PFAS sont présents de manière généralisée dans le fossé rhénan supérieur en Hesse. Les dépassements des valeurs limites concernent principalement les zones de cours d'eau récepteurs présentant une forte proportion d'eaux usées traitées, où il existe également une interaction entre les eaux de surface et les eaux souterraines. On observe également des dépassements ponctuels au sud de la ville de Francfort, dans les eaux souterraines s'écoulant de l'aéroport de Francfort. Le nombre de PFAS détectés dans les eaux souterraines de la Hesse reste élevé.

Rhénanie-Palatinat

En Rhénanie-Palatinat, 18 substances de la famille des PFAS ont été analysées sur 89 points de mesure. Sur les 20 PFAS inclus dans le paramètre « Somme des 20 PFAS », 15 ont été analysés en Rhénanie-Palatinat. L'acide trifluoroacétique n'est pas compris ici ; il fait l'objet d'une évaluation séparée.

Sur 11 points de mesure, la somme des 20 PFAS dépasse la limite de quantification, et pour deux de ces points (1486 Dirmstein et 1469 Lambsheim), la somme des 20 PFAS dépasse le seuil de 0,1 µg/L. Au point de mesure 1486 Dirmstein, la valeur limite de 0,02 µg/L pour les quatre PFAS sélectionnés (PFAS-4) est également dépassée. Au point de mesure 1469 Lambsheim, une substance, le PFBA, a été mesurée au-dessus de la limite de quantification (0,23 µg/L). Au point de mesure 1486 Dirmstein, huit PFAS différents dépassent la limite de quantification, la concentration la plus élevée étant celle du PFHxS (0,27 µg/L). La concentration totale en PFAS à ce point de mesure atteignait 0,46 µg/L.

En Rhénanie-Palatinat, le dépassement des valeurs seuils est ponctuel. La pollution aux PFAS n'est pas généralisée et reste associée aux incendies. Si l'on compare avec les données des partenaires du projet, il apparaît toutefois que sur le reste de la zone du projet située hors de Rhénanie-Palatinat, la pollution permanente est faible et reste inférieure aux valeurs seuils. Les limites de quantification (0,005 à 0,01 µg/L) des différentes analyses menées en Rhénanie-Palatinat dépassaient les concentrations de PFAS mesurées dans le reste de la zone du projet. On ne peut donc pas exclure que cette contamination permanente touche également la Rhénanie-Palatinat.

parameterspezifisch nur einschränkt möglich. In ERMES 2016 waren die drei am häufigsten nachgewiesenen PFAS: PFOA (38,5 %), PFBA (28,8 %) und PFPeA sowie PDHxS (je 25 %). PFBA wurde diesmal an 18,2 % der 170 untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen. PFHxA wurde bei ERMES 2016 an 20,5 % der untersuchten 156 Grundwassermessstellen nachgewiesen.

Die Summe der PFAS-20 ist im hessischen Oberrheingraben an 5,9 % der untersuchten Messstellen größer als der grenzüberschreitende Schwellenwert in Höhe von 0,1 µg/L. Die Summe der PFAS-4 ist im hessischen Oberrheingraben an 11,7 % der untersuchten Messstellen größer als der grenzüberschreitende Schwellenwert in Höhe von 0,02 µg/L. Grundsätzlich werden PFAS flächenhaft im hessischen Oberrheingraben nachgewiesen. Grenzwertüberschreitungen gibt es vorwiegend in Bereichen von Vorflutern mit hohem geklärtem Abwasseranteil, bei denen auch eine Interaktion von Oberflächengewässern mit dem Grundwasser besteht. Zusätzlich gibt es punktuelle Überschreitungen südlich der Stadt Frankfurt, im Grundwasserabstrom des Flughafen Frankfurts. Die Anzahl der PFAS Befunde im hessischen Grundwasser ist weiterhin hoch.

Rheinland-Pfalz

In Rheinland-Pfalz wurden an 89 Messstellen jeweils 18 Stoffe aus der Gruppe der PFAS untersucht. Von den 20 in den Summengrenzwert eingehenden PFAS wurden in Rheinland-Pfalz 15 gemessen. Trifluoressigsäure ist hier nicht miteingeschlossen, sondern wird getrennt ausgewertet.

An 11 Messstellen werden PFAS oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen und an zwei dieser Messstellen (1486 Dirmstein und 1469 Lambsheim) wird der Grenzwert von 0,1 µg/L für die Summe von 20 PFAS überschritten. An der Messstelle 1486 Dirmstein wurde auch der Summengrenzwert von 0,02 µg/L für vier ausgewählte PFAS (PFAS-4) überschritten. An der Messstelle 1469 Lambsheim wurde ein Stoff, PFBA, oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen (0,23 µg/L). An der Messstelle 1486 Dirmstein wurden acht verschiedene PFAS oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen, die höchste Konzentration wies PFHxS auf (0,27 µg/L). Die PFAS-Gesamtkonzentration an dieser Messstelle betrug 0,46 µg/L.

Eine PFAS-Belastung oberhalb der Grenzwerte liegt in Rheinland-Pfalz punktuell vor und nicht flächenhaft und ist in der Regel mit Brandereignissen assoziiert. Ein Vergleich mit den Daten der Projektpartner zeigt jedoch, dass im restlichen Projektgebiet außerhalb von Rheinland-Pfalz eine niedrige Hintergrundbelastung unterhalb der Grenzwerte besteht. Die Bestimmungsgrenze (0,005 bis 0,01 µg/L) der einzelnen Analysen in RP lag über den im sonstigen Projektgebiet gemessenen PFAS-Konzentrationen. Insofern kann nicht ausgeschlossen werden, dass diese Grundbelastung auch in Rheinland-Pfalz vorliegt.

Bâle-Campagne

Dans le canton de Bâle-Campagne, 40 PFAS ont été mesurés. Parmi ceux-ci, 20 ont été trouvés dans les eaux souterraines et quantifiés sur 100 % des 17 points de mesure. Tous les PFAS trouvés étaient présents à grande échelle et huit d'entre eux ont été détectés sur chaque point de mesure. Ceux-ci étaient, par ordre décroissant de concentration moyenne :

— acide perfluorooctane sulfonique (PFOS) (43,6 ng/L) ;
— acide perfluoropentanoïque (PFPeA) (25,2 ng/L) ;
— acide perfluorohexanoïque (PFHxA) (23,0 ng/L) ;
— acide perfluorooctanoïque (PFOA) (15,6 ng/L) ;
— acide perfluorohexanesulfonique (PFHxS) (13,4ng/L) ;
— acide perfluorobutanoïque (PFBA) (12,1 ng/L) ;
— acide perfluorobutane sulfonique (PFBS) (8,4 ng/L) ;
— acide perfluoroheptanoïque (PFHpA) (8,1 ng/L).

Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées pour le PFOS avec 290 ng/L, le PFHxA avec 62 ng/L et le PFPeA avec 61 ng/L.

Les concentrations de PFAS mesurées en 2024 étaient donc nettement plus fortes que celles de 2016, où les concentrations moyennes se situaient entre 4 et 20 ng/L. Les valeurs maximales étaient comparables aux mesures antérieures, comprises entre 50 et 210 ng/L. Dans la zone étudiée, la présence de ces substances dans les eaux souterraines est probablement imputable à des usages domestiques et à des eaux usées routières se dispersant quand les canalisations fuient.

Depuis 2017, l'Ordonnance fédérale sur l'eau potable (OEPA) fixe une valeur maximale de 0,3 µg/L pour le PFOS (C8) et le PFHxS (C6), et une valeur maximale de 0,5 µg/L pour le PFOA (C8). Ces valeurs maximales sont actuellement réexaminées par l'Office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV). Ce réexamen se fonde sur les nouvelles exigences fixées par l'UE dans la directive 2021 sur l'eau potable. En Suisse, les valeurs maximales actuelles pour le PFOS (C8), le PFHxS (C6) et le PFOA (C8) devraient, selon l'OSAV, être remplacées par une valeur maximale de 0,1 µg/L pour la somme de 20 PFAS sélectionnés. La nouvelle valeur maximale de l'OEBD pour les PFAS dans l'eau potable devrait s'appliquer à partir de 2026, quand la mise en œuvre interviendra dans toute l'UE. (voir Office fédéral de l'environnement OFEV -> PFAS dans les eaux souterraines).

Bâle-Ville

À Bâle-Ville, 11 des 30 PFAS mesurés ont été retrouvés. Certains PFAS ont été détectés sur plusieurs points de mesure:

— PFOA : Acide perfluorooctanoïque (14/19) ;
— PFOS : Acide perfluorooctanesulfonique (14/19) ;
— PFPeA : Acide perfluoropentanoïque (12/19) ;
— PFHxA : Acide perfluorohexanoïque (7/19) ;
— PFBA : Acide perfluorobutanoïque (9/19) ;
— PFHxA : Acide perfluorohexanoïque (13/19) ;

Basel-Landschaft

Im Kanton Basel-Landschaft wurden 40 PFAS gemessen. Davon wurden 20 im Grundwasser gefunden und an 100 % der 17 Messstellen nachgewiesen. Alle gefundenen PFAS waren großflächig vorhanden, acht von ihnen konnten an jeder Messstelle nachgewiesen werden. Diese waren in absteigenden Konzentrationen der Mittelwerte:

— Perfluoroctansulfonsäure (PFOS) (43,6 ng/L)
— Perfluorpentansäure (PFPeA) (25,2 ng/L)
— Perfluorhexansäure (PFHxA) (23,0 ng/L)
— Perfluoroctansäure (PFOA) (15,6 ng/L)
— Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) (13,4 ng/L)
— Perfluorbutansäure (PFBA) (12,1 ng/L)
— Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) (8,4 ng/L)
— Perfluorheptansäure (PFHpA) (8,1 ng/L).

Die höchsten Konzentrationen lagen bei PFOS mit 290 ng/L, PFHxA mit 62 ng/L und PFPeA mit 61 ng/L.

Die im 2024 gemessenen Konzentrationen an PFAS lagen damit deutlich höher als in der Kampagne 2016, als die Konzentrationen im Mittel zwischen 4 und 20 ng/L lagen. Die Maximalwerte waren vergleichbar zu den früheren Messungen von 50 bis 210 ng/L. Im Untersuchungsgebiet gelangen diese Stoffe vermutlich über den häuslichen Gebrauch und das Straßenabwasser via lecke Kanalisation ins Grundwasser.

Die eidgenössische Trinkwasserverordnung (TBDV) enthält seit 2017 einen Höchstwert von jeweils 0,3 µg/L für PFOS (C8) und PFHxS (C6), und einen Höchstwert von 0,5 µg/L für PFOA (C8). Diese Höchstwerte werden zurzeit vom Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen (BLV) überprüft. Grundlage der Überprüfung sind die neuen Anforderungen, die in der EU gemäß Trinkwasserrichtlinie 2021 für PFAS im Trinkwasser festgesetzt wurden. In der Schweiz werden die aktuellen Höchstwerte für PFOS (C8), PFHxS (C6) und PFOA (C8) gemäß BLV voraussichtlich durch einen Höchstwert von 0,1 µg/L für die Summe von 20 ausgewählten PFAS ersetzt. Der neue Höchstwert der TBDV für PFAS im Trinkwasser soll in Einklang mit der Umsetzung in der EU ab 2026 gelten. (siehe: Bundesamt für Umwelt BAFU-> PFAS im Grundwasser).

Basel-Stadt

In BS wurden 11 der insgesamt 30 gemessen PFAS nachgewiesen. Einige der PFAS liessen sich in mehreren Messtellen nachweisen:

— PFOA: Perfluoroctansäure (14/19)
— PFOS: Perfluoroctansulfonsäure (14/19)
— PFPeA: Perfluorpentansäure (12/19)
— PFHxA: Perfluorhexansäure (7/19)
— PFBA: Perfluorbutansäure (9/19)
— PFHxA: Perfluorhexansäure (13/19)
— PFHxS: Perfluorhexansulfonsäure (6/19)
— PFHpA: Perfluorheptansäure (5/19)

— PFHxS : Acide perfluorohexanesulfonique (6/19) ;
— PFHpA : Acide perfluoroheptanoïque (5/19) ;
— PFBS : Acide perfluorobutanesulfonique (3/19) ;
— PFHpS : Acide perfluoroheptanesulfonique (2/19) ;
— PFPeS : Acide perfluoropentane sulfonique (1/19).

Les concentrations les plus élevées concernent l'acide perfluorobutanoïque avec 240 ng/L, le PFHxA avec 230 ng/L et l'acide perfluorohexane sulfonique avec 110 ng/L.

Les PFAS présentent des niveaux de toxicité très variables. Faire une simple somme des concentrations revient à traiter tous les composés de la même manière, mais ne reflète pas correctement leur impact réel sur la santé. C'est pourquoi les PFAS sont pondérés à l'aide de facteurs toxicologiques. L'évaluation se base sur la valeur de concentration de 200 ng TEQ/L fixée par l'Office fédéral de l'environnement (« Équivalents toxiques » pour une somme pondérée en fonction de la toxicité des concentrations de neuf PFAS particulièrement fréquents). Sur deux points de mesure, le TEQ/L dépassait 1 000 ng. Un troisième point de mesure affichait une valeur de 650 ng TEQ/L. Ces résultats ont donné lieu à des analyses complémentaires afin de mieux cerner les sources possibles et la zone contaminée. Ces investigations ont permis de localiser un site présentant des concentrations très élevées de PFAS (10-14 µ TEQ/L).

— PFBS: Perfluorbutansulfonsäure (3/19)
— PFHpS: Perfluorheptansulfonsäure (2/19)
— PFPeS: Perfluorpentansulfonsäure (1/19).

Die höchsten Konzentrationen lagen bei Perfluorbutansäure mit 240 ng/L, PFHxA mit 230 ng/L und Perfluorhexansulfonsäure mit 110 ng/L.

PFAS unterscheiden sich stark in ihrer Toxizität. Eine einfache Konzentrationssumme behandelt alle Verbindungen gleich, spiegelt die tatsächliche gesundheitliche Wirkung aber nicht korrekt wider. Daher werden die PFAS mit toxikologischen Faktoren gewichtet. Die Beurteilung erfolgt dabei auf Basis des vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) festgelegten Konzentrationswerts von 200 ng TEQ/L ("Toxizitätsaequivalente" für eine toxizitätsgewichtete Summe der Konzentrationen von neun besonders häufig auftretenden PFAS). An zwei Messstellen lag der TEQ/L über 1.000 ng. An einer dritten Messstelle wurde der Wert von 650 ng TEQ/L gemessen. Diese Resultate haben zu weiterführenden Untersuchungen geführt, um mögliche Quellen und auch das belastete Gebiet besser eingrenzen zu können. Aufgrund dieser Abklärungen konnte ein Standort mit sehr hohen PFAS-Belastungen (10-14 µ TEQ/L) eingegrenzt werden.

5.4.

Acide trifluoroacétique (TFA)

Omniprésent, l'acide trifluoroacétique (TFA) contamine massivement la nappe phréatique rhénane (présence détectée sur 97 % des points de mesure). C'est la substance chimique de synthèse la plus quantifiée de cet état des lieux. Ses concentrations sont bien plus élevées que celles des autres PFAS mesurés : 41 % des points de mesure dépassent la valeur de 1 µg/L et le TFA représente à lui seul 96 % de la somme totale des concentrations en PFAS.

Les concentrations les plus élevées se situent dans les régions agricoles avoisinant la zone urbaine de Mannheim-Ludwigshafen et au sud de la partie badoise de l'aquifère. Les sources d'émission de TFA sont multiples et les contributions de chacune ne sont pas encore clairement identifiées ; dans les zones agricoles du périmètre d'étude, les pesticides fluorés pourraient représenter une source majeure de TFA, car issus de leur dégradation.

5.4.1.

Généralités

Caractéristiques générales

TFA est l'abréviation de l'acide trifluoroacétique (n° CAS 76-05-1). Il s'agit du plus petit acide carboxylique fluoré, ayant deux atomes de carbone, dont un qui est relié à trois atomes de fluor. Il appartient à la catégorie des PFAS à chaîne ultra-courte (ultra-short PFAS).

C'est un acide fort (pKa = 0,52 à 20 °C), extrêmement soluble dans l'eau (100 g/100 ml à 20 °C ; source : PubChem). Pour ces propriétés mais également en raison de sa faible oxydabilité (liaison carbone-fluor très forte), le TFA est jugé très mobile et extrêmement persistant.

Usages et fonctions

Le TFA est principalement utilisé comme réactif, solvant ou catalyseur en chimie organique de synthèse.

Dans l'industrie pharmaceutique et agrochimique, le TFA est utilisé comme matière active pour la production de médicaments et de pesticides fluorés.

Son usage est aussi identifié en laboratoire, en tant qu'éluant en chromatographie liquide pour séparer les composés organiques (CIPR, 2019), ainsi que pour des processus industriels spéciaux (ex : traitement de surface du verre).

Les connaissances actuelles permettent d'affirmer que le TFA retrouvé dans l'environnement provient en majorité de la dégradation de nombreux produits chimiques fluorés dits « précurseurs » (ECHA, 2021).

5.4.

Trifluoressigsäure (TFA)

Trifluoressigsäure (TFA) ist im Grundwasser des Oberrheingrabens flächenhaft anzutreffen und stellt damit ein erhebliches Belastungspotential dar (97 % der Messstellen mit Positivbefunden). TFA ist die in dieser Bestandsaufnahme am häufigsten nachgewiesene synthetische Chemikalie. Die Konzentrationen sind deutlich höher als die der anderen untersuchten PFAS: 41 % der Grundwassermessstellen überschreiten einen Wert von 1 µg/L, und TFA allein betrachtet macht 96 % der PFAS-Gesamtsumme aus.

Die höchsten Konzentrationen finden sich in den landwirtschaftlich genutzten Gebieten rund um den Ballungsraum Mannheim-Ludwigshafen und im südbadischen Teil des Grundwasserleiters. Es gibt zahlreiche Emissionsquellen für TFA, deren jeweiliger Anteil noch nicht eindeutig identifiziert werden konnte. In den landwirtschaftlichen Bereichen des Untersuchungsgebiets könnten fluorierte Pflanzenschutzmittel wesentlich zum Eintrag von TFA beitragen, da der Stoff durch deren Abbau entstehen kann.

5.4.1.

Einleitung

Allgemeine Merkmale

TFA ist die Abkürzung für Trifluoressigsäure (CAS-Nr. 76-05-1). Es handelt sich um die kleinste fluorierte Carbonsäure mit zwei Kohlenstoffatomen und drei gebundenen Fluoratomen. TFA gehört zur Kategorie der ultrakurzkettigen PFAS (ultra-short PFAS).

Es handelt sich um eine starke Säure (pKa = 0,52 bei 20 °C), die sehr gut wasserlöslich ist (100 g/100 ml bei 20 °C) (Quelle: PubChem). Aufgrund dieser Eigenschaften, aber auch wegen der geringen Oxidierbarkeit aufgrund der sehr starken Kohlenstoff-Fluor-Bindung gilt TFA als sehr mobil und extrem persistent.

Verwendung und Funktionen

TFA wird hauptsächlich als Reagenz, Lösungsmittel und Katalysator in der organischen Synthesechemie verwendet.

In der pharmazeutischen und agrochemischen Industrie wird TFA als Ausgangsstoff für die Herstellung von Arzneimitteln und fluorierten Pflanzenschutzmitteln verwendet.

Es wird in Laboren auch als Elutionsmittel in der Flüssigchromatographie zur Trennung organischer Verbindungen (IKSR, 2019) sowie für spezielle industrielle Prozesse (z. B. Oberflächenbehandlung von Glas) eingesetzt.

Nach heutigem Kenntnisstand lässt sich sagen, dass das in der Umwelt vorkommende TFA überwiegend ein Abbauprodukt zahlreicher fluorierter Chemikalien, sogenannten „Vorläuferstoffen", ist (ECHA, 2021).

Voies de contamination environnementales

Le niveau d'émission directe de TFA dans l'environnement n'est pas connu mais semble limité car le TFA n'est pas utilisé en plein air (UBA, 2022).

La contamination de l'environnement est majoritairement due à des sources indirectes, le TFA étant le produit de dégradation ultime de nombreux précurseurs.

Les deux principales sources (diffuses et indirectes) de TFA pouvant contaminer les eaux souterraines sont :

— **La dégradation de pesticides fluorés :**

Le TFA est un produit de la dégradation (donc un métabolite) de substances actives de pesticides (notamment des herbicides et fongicides) contenant un groupe chimique C-CF_3. En Europe, 32 substances actives fluorées sont autorisées (PAN Europe, 2025). Il a été prouvé que les substances actives flurtamone et flufénacet (**Figure 5.21**), en se dégradant, forment du TFA (UBA, 2022). D'autres substances actives ont été identifiées par l'ECHA dès 2014 (ECHA, 2014).

Le TFA issu de cette dégradation s'infiltre dans les eaux souterraines directement depuis le sol par lessivage, puisque très peu adsorbé. Les eaux souterraines sont considérées comme un réservoir clé du TFA d'origine agricole.

En Allemagne, l'application de pesticides fluorés est ciblée comme la source principale de TFA dans les hydrosystèmes (UBA, 2023).

— **Les rejets de fluides frigorigènes gazeux et de gaz propulseurs dans l'atmosphère :**

Les gaz fluorés sont utilisés depuis les années 1990 en remplacement des CFC (chlorofluorocarbones), interdits par le protocole de Montréal pour protéger la couche d'ozone de la Terre. Le TFA provenant de fluides frigorigènes gazeux et de gaz propulseurs est d'abord libéré dans l'atmosphère, avant de pénétrer dans le sol et les eaux souterraines, via l'infiltration des précipitations. En Allemagne, les gaz réfrigérants et les agents gonflants représentent la principale source d'émissions de TFA dans l'environnement (UBA, 2022).

D'autres sources d'émission (ponctuelles) peuvent contribuer à la contamination du cycle de l'eau :

— **Rejets d'eaux usées traitées**

Les rejets d'eaux usées épurées, notamment industrielles, peuvent ponctuellement être émetteurs de TFA et contaminer les rivières réceptrices, puis en cas de connexion hydraulique, les eaux souterraines.

— **Autres sources**

Les sites de formation à la lutte anti-incendie sont connus comme des sources ponctuelles de rejet de TFA (Cavelan A., Togola A., 2024).

Environ 2 000 PFAS peuvent former du TFA comme produit de dégradation ultime (UBA, 2022).

Eintragswege in die Umwelt

Der Umfang der direkten TFA-Emissionen in die Umwelt ist nicht bekannt, scheint jedoch begrenzt zu sein, da TFA nicht im Freien verwendet wird (UBA, 2022).

Umwelteinträge sind überwiegend auf indirekte Quellen zurückzuführen, da TFA das Abbauprodukt zahlreicher Vorläuferstoffe ist.

Die beiden wichtigsten (diffusen und indirekten) Quellen, durch die TFA in das Grundwasser gelangen kann, sind:

— **Abbau von fluorierten Pflanzenschutzmitteln (PSM):**

TFA ist ein Abbauprodukt (also ein Metabolit) von PSM-Wirkstoffen (insbesondere Herbiziden und Fungiziden), die eine chemische C–CF_3-Gruppe enthalten. In Europa sind 32 fluorierte Wirkstoffe zugelassen (PAN Europe, 2025). Es wurde nachgewiesen, dass die Wirkstoffe Flurtamone und Flufenacet (**Abbildung 5.21**) beim Abbau TFA bilden (UBA, 2022). Weitere Wirkstoffe wurden bereits 2014 von der ECHA identifiziert (ECHA, 2014).

Das aus diesem Abbau entstehende TFA gelangt durch Auswaschung direkt durch den Boden ins Grundwasser, da es nur in sehr geringem Maße adsorbiert wird. TFA aus landwirtschaftlichen Quellen reichert sich daher in der Umwelt hauptsächlich im Grundwasser an.

In Deutschland wird der Einsatz fluorierter Pflanzenschutzmittel als Hauptquelle für TFA in Gewässersystemen angesehen (UBA, 2023).

— **Freisetzung von gasförmigen Kältemitteln und Treibgasen in die Atmosphäre:**

Fluorierte Gase werden seit den 1990er Jahren als Ersatz für FCKW (Fluorchlorkohlenwasserstoffe) verwendet, die durch das Montrealer Protokoll zum Schutz der Ozonschicht der Erde verboten wurden. TFA wird aus gasförmigen Kältemitteln und Treibgasen in die Atmosphäre freigesetzt und gelangt dann über Niederschläge in den Boden und das Grundwasser. In Deutschland werden Kälte- und Treibmittel als eine Hauptquelle für TFA-Emissionen in die Umwelt angesehen (UBA, 2022).

Neben den beiden genannten Quellen können weitere punktuelle Emissionsquellen ebenfalls zur Belastung des Wasserkreislaufs mit TFA beitragen:

— **Einleitung von behandeltem Abwasser**

Kläranlageneinleitungen, insbesondere von Industrieabwässern, können punktuell zu erhöhten TFA-Emissionen führen und über Vorfluter, die in hydraulischer Interaktion mit dem Grundwasser stehen, das Grundwasser verunreinigen.

— **Andere Emissionsquellen**

Übungsplätze für die Brandbekämpfung sind als punktuelle TFA-Quellen bekannt (Cavelan A., Togola A., 2024).

Etwa 2.000 PFAS können TFA als Endabbauprodukt bilden (UBA, 2022).

Très stable, mobile et persistant, le TFA s'introduit facilement et durablement dans le cycle de l'eau, qui constitue son principal moyen de diffusion dans l'environnement (UBA, 2022). De nombreuses études font état de sa présence généralisée :

- **précipitations :** en Allemagne, d'après une étude portant seulement sur la période 2018-2020, les précipitations apportent entre 190 et 276 g/km²/an de TFA (UBA, 2022). L'OFEV, en Suisse, indique qu'en Europe centrale, les concentrations en TFA des précipitations avoisinent 0,6 µg/L.
- **eaux de surface :** le Rhin, en amont de la zone d'étude, à Weil-am-Rhein, présente des concentrations en TFA comprises entre 0,5 et 1 µg/L (CIPR, 2023-2024). En 2016, des concentrations de 100 µg/L avaient déjà été relevées sur le Neckar, en aval d'un site industriel, au Bade-Wurtemberg (CIPR, 2019).
- **océans et mers :** des concentrations pouvant atteindre 0,25 µg/L de TFA ont été mesurées dans l'Atlantique Nord (UBA, 2022).
- **eaux souterraines :** plusieurs études menées en Europe identifient une contamination des aquifères à large échelle. En Suisse, des concentrations proches de celles des eaux de pluies sont mesurées au-dessus de 1 000 m d'altitude, à l'écart des activités anthropiques (0,6 µg/L). Proche des zones agricoles, les teneurs s'échelonnent entre 1 et 5 µg/L. Des teneurs ponctuellement élevées (~10 µg/L) sont retrouvées à proximité de rejets d'eaux usées industrielles (NAQUA, 2022-2023).

Globalement, des concentrations croissantes sont observées dans l'ensemble des compartiments environnementaux, des végétaux et des animaux y compris des êtres humains (Arp et al., 2024).

Au sein du petit cycle de l'eau (voir définition dans le glossaire), il est très difficile d'éliminer le TFA, à la fois dans les eaux usées mais également dans l'eau potable.

Une élimination efficace dans les EDCH est à ce jour non réalisable (UBA, 2022) en raison du coût et de la technicité des traitements à mettre en place (CIPR, 2019).

TFA ist sehr stabil, mobil und persistent. Es gelangt leicht und dauerhaft in den Wasserkreislauf und kann sich so in der Umwelt verbreiten (UBA, 2022). Zahlreiche Studien belegen das flächenhafte Vorkommen dieser Substanz:

- **Niederschläge:** Aus einer Untersuchung über den Zeitraum 2018-2020 geht hervor, dass in Deutschland Niederschläge zwischen 190 und 276 g/km²/Jahr an TFA mit sich bringen (UBA, 2022). Laut dem BAFU in der Schweiz liegen die TFA-Konzentrationen in Niederschlägen in Mitteleuropa bei etwa 0,6 µg/L.
- **Oberflächengewässer:** Der Rhein weist im südlichen Untersuchungsgebiet in Weil am Rhein TFA-Konzentrationen zwischen 0,5 und 1 µg/L auf (IKSR, 2023-2024). 2016 wurden im Neckar stromabwärts eines Industriestandorts in Baden-Württemberg bereits Konzentrationen von 100 µg/L gemessen (IKSR, 2019).
- **Ozeane und Meere:** Im Nordatlantik wurden maximale TFA-Konzentrationen von 0,25 µg/L nachgewiesen (UBA, 2022).
- **Grundwasser:** Mehrere in Europa durchgeführte Studien weisen auf eine großflächige Kontamination der Grundwasserleiter mit TFA hin. In der Schweiz werden in Höhenlagen über 1.000 m, ohne anthropogene Einflüsse, Konzentrationen gemessen, die denen von Regenwasser nahekommen (0,6 µg/L). In der Nähe von landwirtschaftlich genutzten Gebieten liegen die Werte zwischen 1 und 5 µg/L. Punktuell hohe Werte (~10 µg/L) sind in der Nähe von Industrieabwassereinleitungen nachweisbar (NAQUA, 2022-2023).

Insgesamt werden in allen Umweltkompartimenten sowie in Pflanzen und Tieren, einschließlich des Menschen, steigende Konzentrationen beobachtet (Arp et al., 2024).

Im kleinen Wasserkreislauf (s. Definition im Glossar) ist es sehr schwierig, TFA aus Abwasser und aus Trinkwasser zu entfernen.

Eine wirksame Trinkwasserbehandlung ist derzeit aufgrund der Kosten und der technischen Komplexität der dafür erforderlichen Verfahren nicht umsetzbar (UBA, 2022 ; CIPR, 2019).

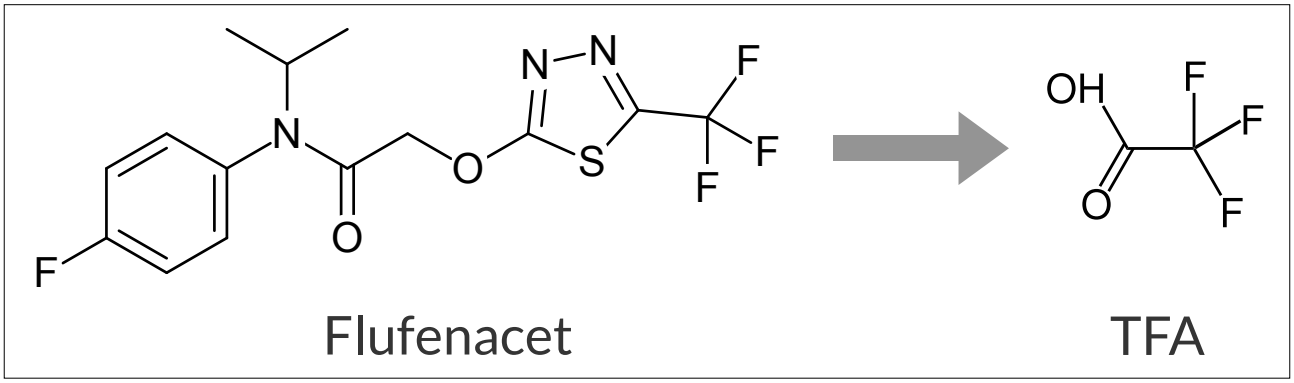


Figure 5.21 : Transformation de pesticides fluorés en TFA : l'exemple du flufénacet

Abbildung 5.21: Abbau von fluorierten Pflanzenschutzmittel zu TFA am Beispiel von Flufenacet

Impacts sanitaires et environnementaux

Étant très mobile, le TFA n'est pas sujet à la bioaccumulation. Son écotoxicité a été testée sur un certain nombre d'espèces aquatiques et terrestres et peut être considérée comme faible (UBA, 2022).

Cependant, les préoccupations sur sa toxicité potentielle viennent de l'exposition permanente et importante due à son omniprésence (ANSES, 2025).

Une récente étude (Arp et al., 2024) considère que le TFA remplit les conditions d'un dépassement de la limite planétaire relative à « l'introduction d'entités nouvelles dans l'environnement », du fait d'une exposition croissante à l'échelle mondiale. L'étude pointe un risque de perturbation irréversible des processus vitaux du système terrestre.

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

Europe

À date (2025), aucune norme européenne harmonisée n'existe pour suivre les concentrations en TFA dans l'eau potable.

Bien que le TFA soit considéré comme un PFAS selon la définition de l'OCDE (OCDE, 2021), il ne figure pas dans la liste des 20 PFAS du paramètre « somme 20 PFAS » mis en place par la Directive (UE) 2020/2184 sur l'eau potable. Tel que défini dans la directive, le paramètre « somme 20 PFAS » exclut en effet les PFAS à chaîne ultra-courte, comme le TFA.

En revanche, toujours selon la définition de l'OCDE, le TFA pourrait être inclus au paramètre « PFAS total », également introduit par la directive.

Pour rappel, les valeurs paramétriques fixées pour la « somme 20 PFAS » et le « PFAS total » dans la directive sont respectivement de 0,1 µg/L et 0,5 µg/L (sous-chapitre 5.3 précédent pour plus d'informations).

Actuellement, l'ECHA et l'EFSA, mais également l'OMS à l'échelle internationale, expertisent les risques sanitaires d'une exposition au TFA. Fin 2025, l'EFSA devrait proposer des valeurs toxicologiques de référence à la Commission Européenne, ce qui pourrait contribuer à déterminer des valeurs de gestion sanitaires européennes.

À noter que dès 2003, l'EFSA avait identifié le TFA comme un métabolite (non pertinent) de pesticides, puisqu'il s'agit d'un produit de dégradation de plusieurs substances actives fluoré.

Dans l'attente d'une mise à jour de la Directive européenne sur l'eau potable de 2020, certains États Membres établissent eux-mêmes leurs valeurs de gestion pour le suivi du TFA dans les eaux, y compris les EDCH.

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Da TFA sehr mobil ist, unterliegt es keiner Bioakkumulation. Seine Ökotoxizität wurde an einer Reihe von aquatischen und terrestrischen Arten untersucht und kann als gering eingestuft werden (UBA, 2022).

Bedenken hinsichtlich seiner potenziellen Toxizität ergeben sich jedoch aus der permanenten und erheblichen Exposition aufgrund der weiten Verbreitung von TFA (ANSES, 2025).

Eine aktuelle Studie (Arp et al., 2024) ordnet TFA aufgrund der weltweit steigenden Konzentrationen und der Anreicherung in der Umwelt als eine kritische Substanz ein, die dazu beiträgt, dass die planetare Belastungsgrenze für neuartige Stoffe überschritten wird. Die Studie weist auf das Risiko einer unumkehrbaren Störung der lebenswichtigen Prozesse des Erdsystems hin.

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Europa

Bis heute (2025) gibt es keine einheitlichen europäischen Normen zur Überwachung der TFA-Konzentrationen im Trinkwasser.

Obwohl TFA gemäß der Definition der OECD (OECD, 2021) als PFAS gilt, ist die Substanz nicht in den 20 PFAS des Parameters „Summe PFAS-20" der Trinkwasserrichtlinie (EU) 2020/2184 enthalten.

Stattdessen könnte TFA gemäß der OECD-Definition in den ebenfalls durch die Trinkwasserrichtlinie eingeführten Parameter „PFAS gesamt" aufgenommen werden.

Zur Erinnerung: Die in der Trinkwasserrichtlinie festgelegten Schwellenwerte für die „Summe PFAS-20" und „PFAS gesamt" betragen 0,1 µg/L bzw. 0,5 µg/L (weitere Informationen finden Sie im vorangegangenen Unterkapitel 5.3).

Derzeit untersuchen die ECHA, die EFSA und die WHO auf europäischer und internationaler Ebene die Gesundheitsrisiken einer dauerhaften TFA-Exposition. Ende 2025 soll die EFSA der Europäischen Kommission toxikologische Referenzwerte vorschlagen, was in die Festlegung europäischer gesundheitsorientierter Leitwerte münden könnte.

Es sei darauf hingewiesen, dass die EFSA TFA bereits 2003 als nicht relevanten Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln eingestuft hatte, da es ein Abbauprodukt mehrerer fluorierter Wirkstoffe ist.

In Erwartung einer Aktualisierung der europäischen Trinkwasserrichtlinie von 2020 legten einige Mitgliedstaaten selbst Leitwerte für die Überwachung von TFA in Gewässern und in Trinkwasser fest.

Allemagne

En 2020, l'Umweltbundesamt (UBA) a défini :

— une valeur guide pour l'eau potable de 60 µg/L à partir de connaissances toxicologiques ;
— une concentration cible inférieure à 10 µg/L à atteindre pour les eaux souterraines (valeur guide).

Ces valeurs remplacent l'ancienne valeur indicative pour la santé (GOW) de 3 µg/L appliquée en 2016.

France

À ce jour, aucune valeur de gestion ou limite de qualité n'a été fixée pour le suivi du TFA dans l'eau potable, ni dans les eaux souterraines.

En octobre 2025, un rapport d'expertise de l'ANSES, visant notamment à faire un bilan de la contamination en PFAS en vue d'adapter leur surveillance, a été publié. Il recommande la surveillance du TFA dans l'eau potable dès 2026.

Une autre expertise scientifique de l'ANSES, basée sur une campagne de mesure nationale effectuée en 2023, est en cours afin d'évaluer les risques sanitaires liés à une liste de 34 PFAS, dont le TFA, afin d'établir une valeur sanitaire. Les résultats seront publiés en 2026.

Dans l'attente de ceux-ci, les valeurs de gestion adoptées en Allemagne sont retenues (Ministère de la Santé, 2024).

Suisse

Le TFA fait déjà l'objet d'une surveillance (hors eau potable) mais pour le moment aucune valeur de gestion ou norme pour l'eau potable n'a été établie.

Situation pour les autres pays en Europe

Le **Tableau 5.8** liste à titre informatif les valeurs de gestion et normes déterminées à date de 2025, par d'autres pays européens.

Il résulte, du retard de l'application d'une norme européenne harmonisée, une importante hétérogénéité dans le choix des valeurs seuils retenues d'un pays européen à l'autre.

Deutschland

Das Umweltbundesamt (UBA) hat 2020 folgende Werte veröffentlicht:

— 60 µg/L als Trinkwasserleitwert auf der Grundlage toxikologischer Erkenntnisse
— 10 µg/L für Grundwasser als Konzentrationsrichtwert.

Diese Werte ersetzen den früheren gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) von 3 µg/L, der noch 2016 galt.

Frankreich

Bislang wurden weder für Trinkwasser noch für Grundwasser Leit- oder Qualitätsgrenzwerte für die Überwachung von TFA festgelegt.

Ein im Oktober 2025 veröffentlichtes Gutachten der Gesundheitsbehörde ANSES zieht eine Bilanz der PFAS-Belastung zum Zwecke der Anpassung der Überwachung. Empfohlen wird die Überwachung von TFA im Trinkwasser ab 2026.

Derzeit erstellt die ANSES basierend auf einer 2023 durchgeführten nationalen Messkampagne ein weiteres wissenschaftliches Gutachten, mit dem die Gesundheitsrisiken einer Liste von 34 PFAS, darunter TFA, bewertet werden sollen. Ziel ist die Festlegung eines gesundheitsorientierten Wertes. Die Ergebnisse werden 2026 veröffentlicht.

Bis dahin finden die in Deutschland geltenden Leitwerte Anwendung (frz. Gesundheitsministerium, 2024).

Schweiz

TFA wird bereits, mit Ausnahme von Trinkwasser, überwacht. Bislang wurden noch keine Leitwerte oder Normen für Trinkwasser festgelegt.

Situation in anderen europäischen Ländern

Zu Informationszwecken sind in **Tabelle 5.8** die von anderen europäischen Ländern festgelegten Leitwerte und Normen aufgeführt (Stand 2025).

Daraus wird ersichtlich, dass aufgrund einer fehlenden einheitlichen europäischen Vorgabe sehr unterschiedliche Schwellenwerte in den einzelnen europäischen Ländern gewählt wurden.

Pays Land	Valeurs de gestion Leitwerte
Luxembourg Luxemburg	12 µg/L - valeur guide sanitaire (Direction de la Santé/2022) 12 µg/L - Gesundheitsrichtwert (Direction de la Santé/2022)
Pays-Bas Niederlande	2,2 µg/L - valeur guide sanitaire (RIVM /2023) 2,2 µg/L - Gesundheitsrichtwert (RIVM/2023)
Danemark Dänemark	9 µg/L - norme réglementaire pour l'eau potable (Décret relatif à l'eau potable/2023) 9 µg/L - gesetzliche Norm für Trinkwasser (Dekret über Trinkwasse/2023)
Belgique - Wallonie Belgien - Wallonien	2,2 µg/L - Valeur guide sanitaire (Conseil Scientifique Indépendant de Wallonie/2024) 2,2 µg/L - Gesundheitsrichtwert (Unabhängiger Wissenschaftlicher Rat von Wallonien/2024)
Belgique - Flandres Belgien - Flandern	15,6 µg/L - valeur guide sanitaire (Ministère de l'Environnement flamand /2024) 15,6 µg/L - Gesundheitsrichtwert (Flämisches Umweltministerium/2024)
Italie Italien	10 µg/L - norme réglementaire pour l'eau potable (Autorités sanitaires italiennes) 10 µg/L - Trinkwassernorm (Italienische Gesundheitsbehörden)

Tableau 5.8 : Valeurs de gestion et normes pour le TFA provenant d'autres pays européens

Tabelle 5.8: Verwaltungswerte und Normen für TFA in anderen europäischen Ländern

5.4.2. État des lieux transfrontalier

Lecture et base d'évaluation des résultats

Les résultats de ce rapport sont représentés et interprétés en considérant les valeurs limites affichées dans le **Tableau 5.9**. Les valeurs guide (10 µg/L) et sanitaire allemandes (60 µg/L) représentent les valeurs seuils transfrontalières.

5.4.2. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Bei der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse dieses Berichts wurden die in **Tabelle 5.9** angegebenen Grenzwerte berücksichtigt. Die grenzüberschreitenden Schwellenwerte orientieren sich am deutschen Richtwert von 10 µg/L und am toxikologisch begründeten Trinkwasserleitwert von 60 µg/L.

Valeur Wert	Référence Referenz	Description Beschreibung
0,1 µg/L	/	Seuil de graduation correspondant à la limite de quantification harmonisée vereinheitlichte Bestimmungsgrenze
1 et 3 µg/L 1 und 3 µg/L	GOW	Ex-valeurs sanitaires allemandes fixées par l'UBA en 2008 (1 µg/L) puis en 2016 (3 µg/L) Ehemaliger deutscher GOW, festgelegt 2008 vom UBA (1 µg/L) und anschließend 2016 (3 µg/L)
10 µg/L	Valeur guide Richtwert	Valeur cible allemande pour les eaux souterraines (UBA, 2020) Deutscher Richtwert für nrM in Grundwasser (UBA, 2020)
60 µg/L	LW_{TW}	Valeur de référence pour l'eau potable fixée par l'UBA en 2020 (remplace l'ex GOW à 3 µg/L) Vom UBA 2020 festgelegter Leitwert für Trinkwasser (ersetzt den früheren GOW von 3 µg/L)

Tableau 5.9 : Valeurs de graduation et valeurs seuils transfrontalières prises en compte pour l'interprétation des résultats pour le TFA

Tabelle 5.9: Die zur Interpretation der TFA-Ergebnisse berücksichtigten Skalenwerte und grenzüberschreitenden Schwellenwerte

Situation générale

La présence du TFA est marquée sur l'ensemble de la nappe phréatique rhénane et conduit à une contamination massive de la ressource en eau.

Le TFA a été recherché sur 776 points de mesure et a été **quantifié sur 95,4 % d'entre eux** (**Carte 5.10**).

Allgemeine Lage

TFA ist im gesamten Grundwassersystem des Oberrheingrabens nachweisbar und führt zu einer erheblichen Belastung der Wasserressource.

TFA wurde an 776 Grundwassermessstellen untersucht und an **95,4 % nachgewiesen** (**Karte 5.10**).

Les concentrations mesurées dépassent les valeurs de :

— 1 µg/L pour 41,4 % des points ;
— 3 µg/L pour 9,4 % des points ;
— 10 µg/L pour 0,6 % des points (**Figure 5.22**).

Aucun dépassement de la valeur seuil transfrontalière de 60 µg/L (valeur de référence allemande pour l'eau potable) n'a été enregistré. La valeur maximale observée est de 14,1 µg/L, au sud de Mannheim (Pays de Bade).

La moyenne et la médiane transfrontalière sont respectivement de 1,4 et 0,9 µg/L (**Figure 5.23**).

Il résulte de ces observations, une occurrence et des concentrations en TFA largement supérieures à celles des 23 autres PFAS recherchés lors de cet état des lieux.

Les concentrations les plus fortes sont observées sur la partie allemande de l'aquifère (**Carte 5.10, Figures 5.22** et **5.23**), notamment en rive droite du Rhin, sur une vaste zone s'étendant de Müllheim à la région de Karlsruhe, sur la partie badoise de la nappe rhénane, ainsi qu'en périphérie des villes de Mannheim et Ludwigshafen, entre le Bade-Wurtemberg et la Rhénanie-Palatinat. Ce secteur rassemble toutes les concentrations supérieures à 10 µg/L, avec une valeur maximale de 14,1 µg/L mesurée sur la partie de la nappe rhénane badoise.

Statistiquement, à l'échelle des régions partenaires, c'est en Rhénanie-Palatinat que la plus forte proportion de fortes concentrations (supérieures à 3 µg/L) est relevée.

Enfin, c'est sur la portion alsacienne de l'aquifère que les concentrations sont les moins élevées, ne dépassant jamais la valeur de 3 µg/L (**Figure 5.22**).

La seule zone où le TFA n'a été détecté que très rarement est située en Hesse, entre Worms et Bensheim (limite de quantification de 0,05 µg/L).

Le TFA n'a pas non plus été détecté dans quelques autres points de mesure isolées.

Die gemessenen Konzentrationen überschritten folgende Werte:

— 1 µg/L an 41,4 % der Messstellen
— 3 µg/L an 9,4 % der Messstellen
— 10 µg/L an 0,6 % der Messstellen (**Abbildung 5.22**).

Es wurde keine Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts von 60 µg/L (deutscher Trinkwasserleitwert) festgestellt. Der höchste gemessene Wert beträgt 14,1 µg/L (südlich von Mannheim).

Der grenzüberschreitende Mittel- und Medianwert liegt bei 1,4 bzw. 0,9 µg/L (**Abbildung 5.23**).

TFA kommt damit viel häufiger und in weitaus höheren Konzentrationen vor als die anderen 23 PFAS, die bei dieser Bestandsaufnahme untersucht wurden.

Die höchsten Konzentrationen wurden im deutschen Teil des Grundwasserleiters beobachtet (**Karte 5.10, Abbildung 5.22** und **5.23**). Auffällig sind Gebiete am rechten Rheinufer von Müllheim bis zur Region Karlsruhe im badischen Teil des Grundwasserleiters sowie in den städtischen Randlagen von Mannheim und Ludwigshafen zwischen Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz. Alle Konzentrationen über dem Richtwert von 10 µg/L wurden in diesen Bereichen nachgewiesen, der Höchstwert von 14,1 µg/L wurde im badischen Untersuchungsgebiet gemessen.

Rheinland-Pfalz ist der Projektpartner mit dem höchsten Anteil an hohen Konzentrationen (über 3 µg/L).

Die niedrigsten Konzentrationen wurden im elsässischen Grundwasser gemessen, wo sie nie über 3 µg/L lagen (**Abbildung 5.22**).

Der einzige Bereich, in dem TFA nur sehr selten nachgewiesen wurde, lag zwischen Worms und Bensheim in Hessen (Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/L). An wenigen anderen isoliert liegenden Messstellen wurde ebenfalls kein TFA nachgewiesen.

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Acide trifluoracétique (TFA)

776 points de mesure

Valeur seuil transfrontalière : concentration cible pour les eaux souterraines de 10 µg/L (UBA Allemagne) et valeur sanitaire de gestion pour l'eau potable (Trinkwasserleitwert) de 60 µg/L (non dépassée)

Limite de quantification (LQ) harmonisée : 0,1 µg/L

Trifluoressigsäure (TFA)

776 Messstellen

Grenzüberschreitender Schwellenwert: Zielwert für Grundwasser von 10 µg/L (UBA Deutschland) und Trinkwasserleitwert von 60 µg/L (nicht überschritten)

Harmonisierte Bestimmungsgrenze (BG): 0,1 µg/L

2022-2024

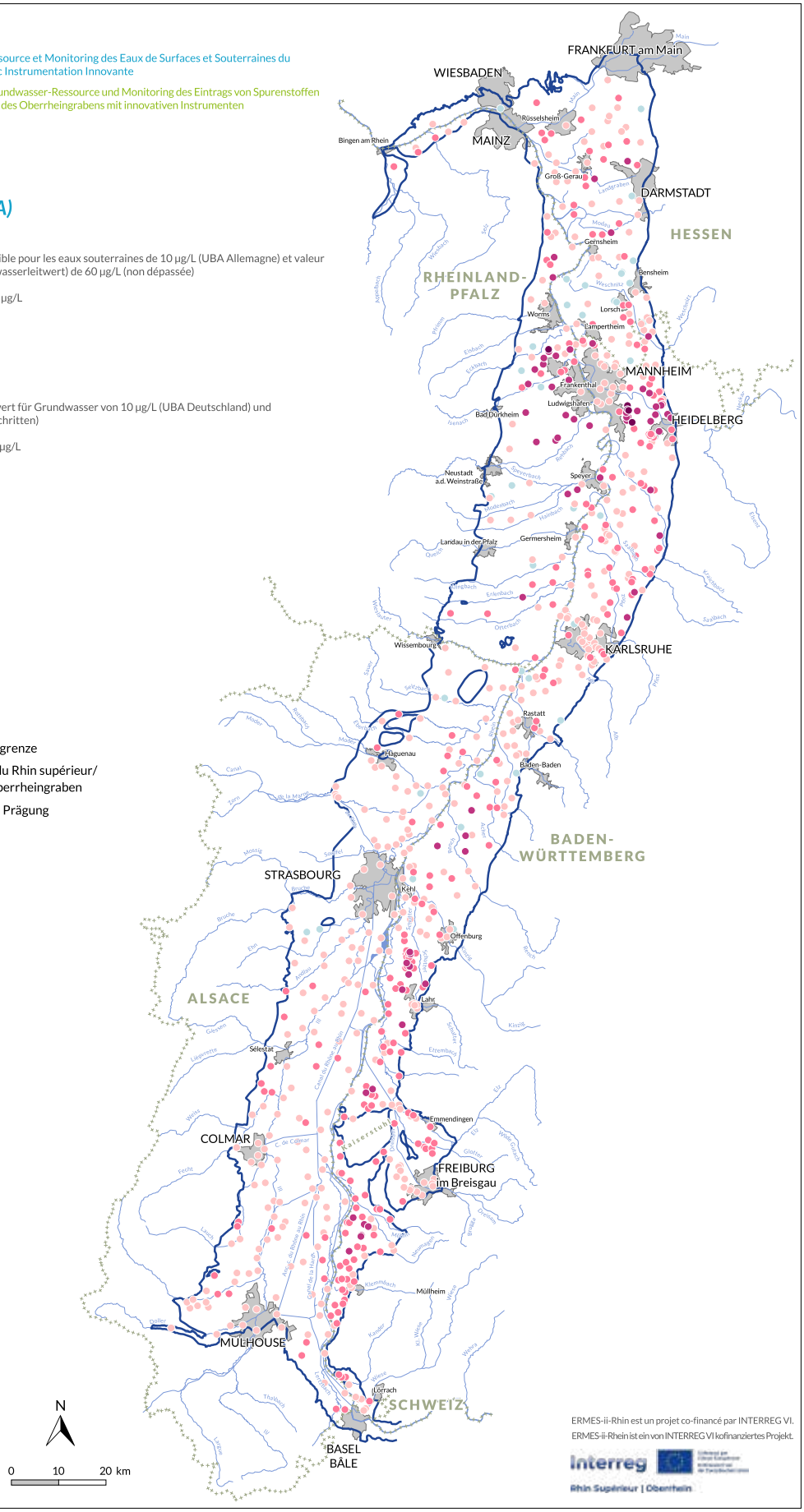
Concentration en TFA (µg/L)
TFA-Konzentration (µg/L)

- >10
-]3 - 10]
-]1 - 3]
- [0,1 - 1]
- ≤ 0,1

Limite administrative/Verwaltungsgrenze

Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/ Grenze der Lockersedimente im Oberrheingraben

Zone urbanisée/Fläche städtischer Prägung



ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.
interreg
Rhin Supérieur | Oberrhein

Carte 5.10 : Concentration en TFA par point de mesure

Karte 5.10: TFA-Konzentration pro Messstelle

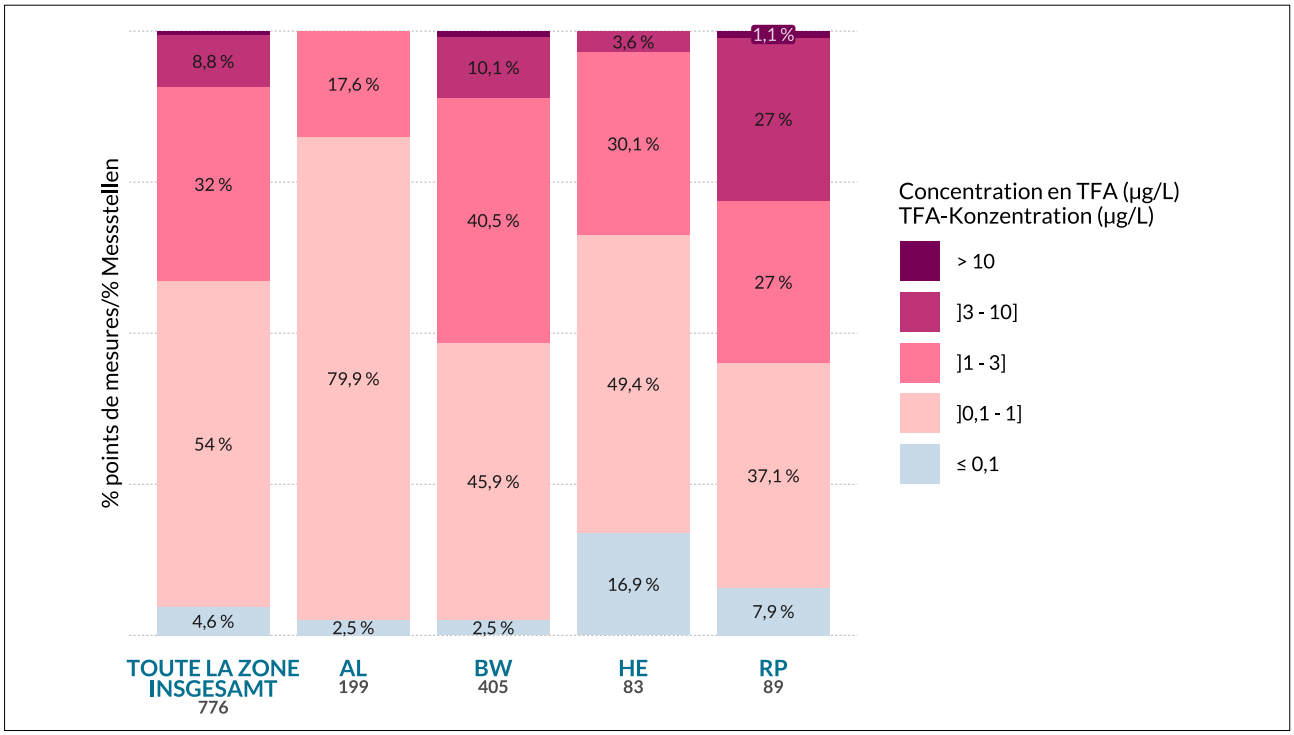


Figure 5.22 : Répartition des classes de concentration en TFA par région

Abbildung 5.22: Verteilung der Konzentrationsklassen von TFA nach Region

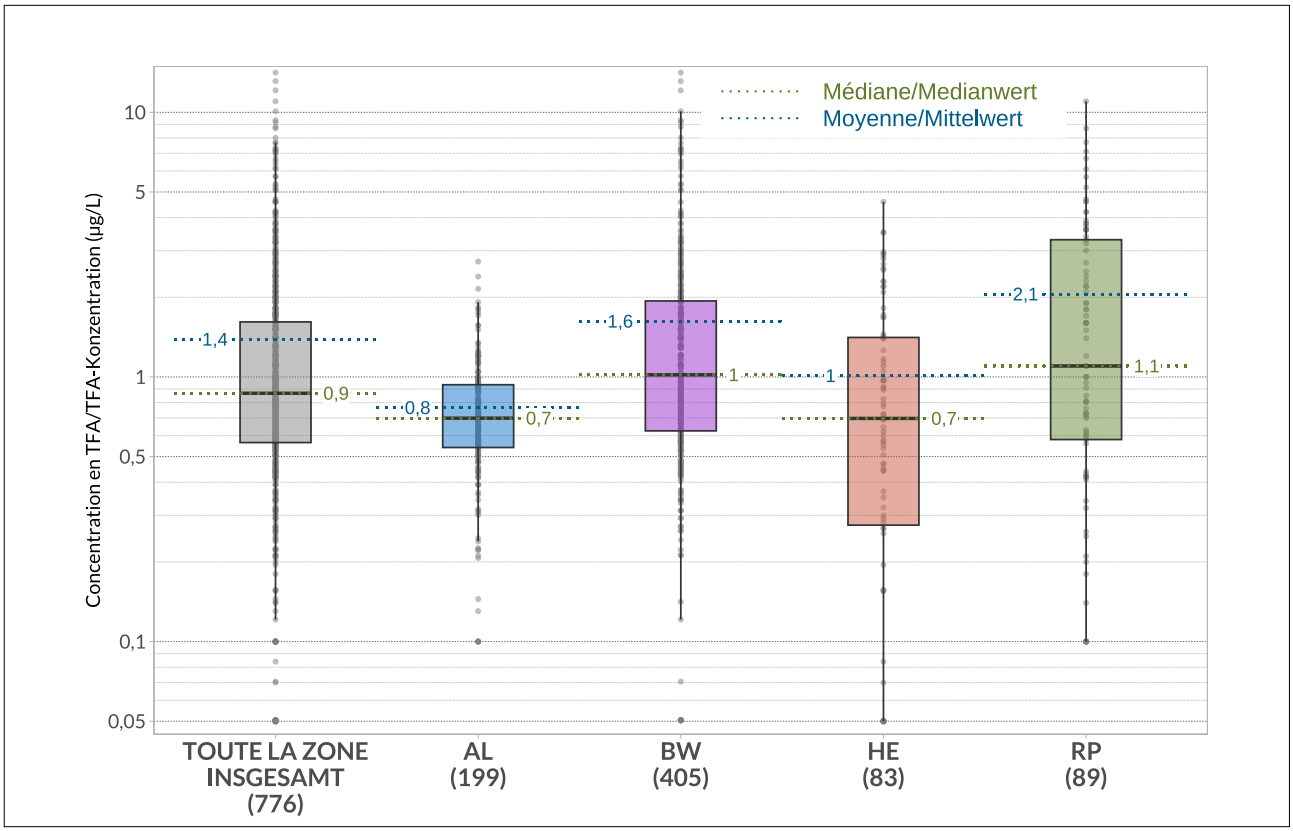


Figure 5.23 : Distribution statistique des concentrations en TFA par région

Abbildung 5.23: Statistische Verteilung der TFA-Konzentrationen nach Region

FOCUS : une potentielle origine agricole du TFA

La répartition géographique des concentrations en TFA (**Carte 5.10**) montre que les valeurs élevées sont souvent enregistrées dans les régions à forte activité agricole (grandes cultures, cultures maraîchères, arboriculture).

Dans leurs travaux sur les pesticides fluorés et sur leurs liens avec la présence de TFA dans les eaux souterraines, Joerss et al. (2024) évaluent la relation entre les concentrations en nitrates et les concentrations en TFA. Ils rapportent que les concentrations élevées en nitrates (supérieures à 25 mg/L) indiquent une utilisation agricole des sols. Par conséquent, la relation entre TFA et nitrates permet d'établir un lien potentiel entre l'agriculture et les concentrations en TFA.

En s'inspirant de cette étude et à partir des résultats ERMES-ii-Rhin, la corrélation entre les concentrations en nitrates et en TFA a été étudiée à l'échelle transfrontalière. Les deux paramètres ont été recherchés conjointement sur 774 points.

D'après les tests effectués, les concentrations en TFA sont significativement supérieures lorsque les concentrations en nitrates sont supérieures à 25 mg/L (p-valeur <0,05) (**Figure 5.24**). La concentration médiane du TFA, lorsque les teneurs en nitrates sont inférieures à 25 mg/L, est de 0,72 µg/L alors qu'elle est de 1,5 µg/L lorsque les teneurs en nitrates sont supérieures à 25 mg/L.

FOKUS: Möglichkeit der Herkunft von TFA aus der Landwirtschaft

Die geografische Verteilung der TFA-Konzentrationen (**Karte 5.10**) zeigt, dass hohe Werte häufig in Gebieten zu verzeichnen sind, in denen überwiegend landwirtschaftliche Nutzflächen (Ackerbau, Gemüseanbau, Obstbau) anzutreffen sind.

Joerss et al. (2024) untersuchen in ihren Arbeiten zu fluorierten Pflanzenschutzmitteln und deren Zusammenhang mit dem Vorkommen von TFA im Grundwasser die Beziehung zwischen Nitrat- und TFA-Konzentrationen. Sie legen dar, dass erhöhte Nitratkonzentrationen (über 25 mg/L) auf eine landwirtschaftliche Landnutzung hindeuten. Anhand einer Korrelation zwischen TFA und Nitrat wird daher ein potenzieller Zusammenhang zwischen Landwirtschaft und TFA-Konzentrationen hergestellt.

Anknüpfend an diese Studie wurde anhand der Ergebnisse des Projekts ERMES-ii-Rhein ein möglicher Zusammenhang zwischen Nitrat- und TFA-Konzentrationen auf grenzüberschreitender Ebene untersucht. Die beiden Parameter wurden gleichzeitig an 774 Messstellen analysiert.

Die Tests zeigen signifikant höhere TFA-Konzentrationen bei Nitratkonzentrationen über 25 mg/L (p-Wert < 0,05) (**Abbildung 5.24**). Die Mediankonzentration für TFA liegt bei erhöhten Nitratkonzentrationen (größer 25 mg/L) bei 1,5 µg/L. Bei Nitratkonzentrationen unter oder gleich 25 mg/L beträgt die Mediankonzentration 0,72 µg/L.

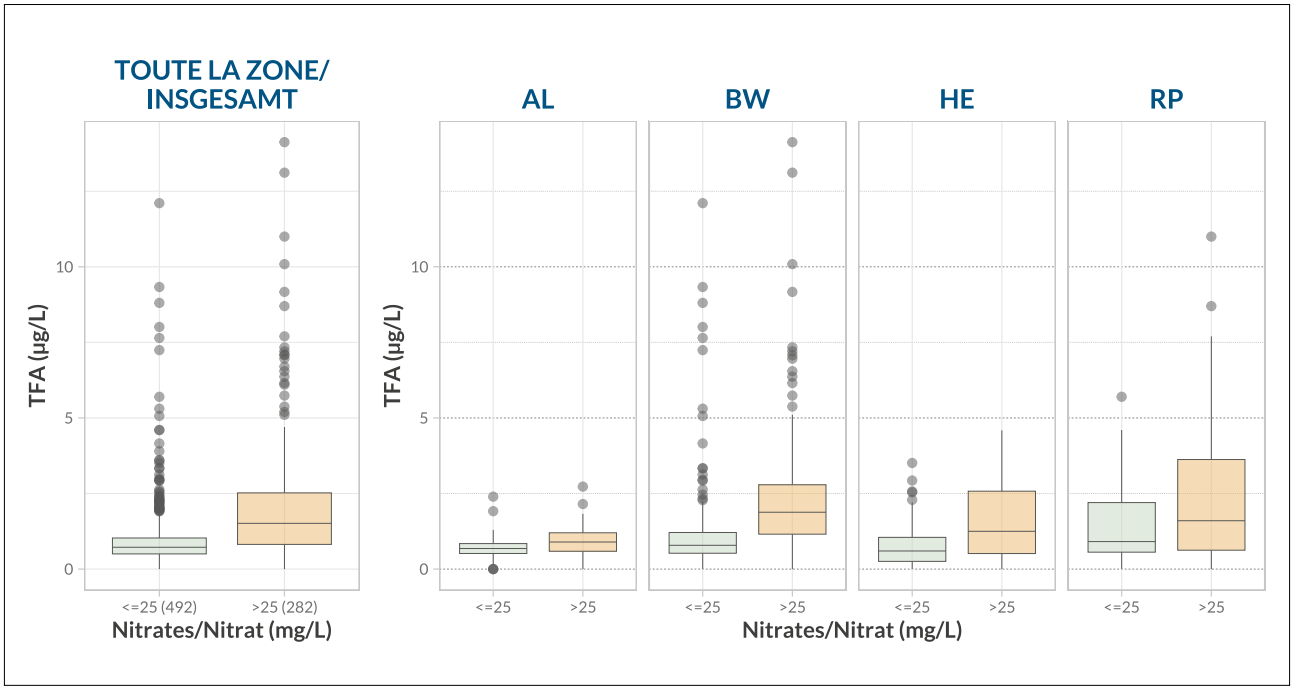


Figure 5.24 : Répartition des concentrations en TFA selon la classe de concentration en nitrates (inférieure ou égale à 25 mg/L, ou supérieure à 25 mg/L), basée sur 774 points de mesure communs

Abbildung 5.24: Verteilung der TFA-Konzentrationen bei geringen (kleiner oder gleich 25 mg/L) und bei erhöhten (größer 25 mg/L) Nitratkonzentrationen (774 konsistente Messstellen)

5.4.3.
Focus par région

Alsace

En nappe d'Alsace, le TFA est omniprésent et contamine massivement 97,5 % des 199 points de mesure échantillonnés. C'est le micropolluant le plus répandu dans les eaux souterraines de la plaine d'Alsace.

La plupart des concentrations de TFA (61,8 %) sont relevées entre 0,5 µg/L et 1 µg/L avec une moyenne située à 0,78 µg/L.

Aucun point ne dépasse la valeur transfrontalière de graduation de 3 µg/L. La concentration maximale enregistrée est de 2,73 µg/L entre Sélestat et Colmar.

La répartition spatiale des concentrations apparaît relativement homogène. Les points de mesure où les concentrations les plus fortes sont mesurées (entre 1 et 3 µg/L) sont dispersés du nord au sud de la nappe phréatique, souvent sur des secteurs agricoles.

Seuls cinq points de mesure situés dans le Bas-Rhin sont exempts de TFA, avec une LQ de 0,1 µg/L.

Les analyses effectuées dans le cadre de l'axe 2 du projet ERMES-ii-Rhin indiquent également une forte occurrence du TFA dans les cours d'eau et les rejets d'eaux usées traitées qui ont été investigués (**Chapitre 6**).

Bade-Wurtemberg

Dans le Bade-Wurtemberg, le TFA a été détecté sur 396 (soit 97,8 %) des 405 points de mesure.

Des concentrations comprises entre 0,07 µg/L et 14 µg/L ont été mesurées.

Seuls neuf points de mesure entre Offenbourg et Laudenbach ne présentaient pas de TFA.

En Allemagne, la valeur sanitaire de gestion pour le TFA dans l'eau potable est de 60 µg/L. L'UBA recommande en outre une valeur indicative cible de 10 µg/L. C'est cette valeur qui a été retenue pour l'évaluation. La valeur indicative de 10 µg/L a été dépassée sur trois points de mesure. Ces derniers se situent dans la région de Mannheim, assez proches les uns des autres.

Dans cette zone, la concentration élevée en TFA s'explique par l'infiltration des eaux du Neckar.

Près de Bad Wimpfen, le phénomène de rejet d'eaux usées industrielles chargées en TFA dans le Neckar est connu. La concentration en TFA la plus élevée de tout le réseau de mesure du Land a été détectée sur un point de mesure situé dans cette zone.

Dans le cône alluvial du Neckar, après sa sortie de l'Odenwald dans l'aquifère graveleux de la plaine du Rhin supérieur, les eaux souterraines sont influencées par les

5.4.3.
Fokus nach Partnerregion

Elsass

TFA ist im Grundwasser des Elsass überall nachweisbar und verunreinigt 97,5 % der 199 untersuchten Grundwassermessstellen massiv. Es ist der meistverbreitete Spurenstoff im elsässischen Oberrheingraben.

Die meisten TFA-Konzentrationen (61,8 %) lagen zwischen 0,5 µg/L und 1 µg/L mit einem Durchschnittwert von 0,78 µg/L.

Keine Messstelle lag über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 3 µg/L. Die höchste gemessene Konzentration beträgt 2,73 µg/L zwischen Sélestat und Colmar.

Die Konzentrationen sind räumlich relativ gleichmäßig verteilt. Die Messstellen mit den höchsten Konzentrationen (zwischen 1 und 3 µg/L) erstrecken sich vom Norden bis zum Süden des Grundwasserleiters und liegen häufig in landwirtschaftlich genutzten Gebieten.

Nur fünf Messstellen im Departement Bas-Rhin sind, bei einer Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/L, frei von TFA.

Die im Rahmen von Achse 2 des Projekts ERMES-ii-Rhein durchgeführten Analysen weisen ebenfalls auf ein starkes Vorkommen von TFA in den untersuchten Fließgewässern und Kläranlageneinleitungen hin (**Kapitel 6**).

Baden-Württemberg

An 396 (97,8 %) der 405 beprobten Messstellen in Baden-Württemberg wurde TFA nachgewiesen.

Hierbei konnten Konzentrationen von 0,07 µg/L bis 14 µg/L gemessen werden.

Nur an neun Messstellen zwischen Offenburg bis Laudenbach wurde kein TFA nachgewiesen. TFA hat in Deutschland einen Trinkwasser-Leitwert von 60 µg/L. Das UBA empfiehlt weiter einen anzustrebenden Leitwert von 10 µg/L, welcher für diese Auswertung verwendet wird. An drei Messstellen wurde der Leitwert von 10 µg/L überschritten.

Die drei Messstellen liegen im Bereich Mannheim nahe zusammen.

In diesem Bereich wird der Eintrag über Uferfiltrat des Neckars für die erhöhte TFA-Konzentration angesehen.

Bei Bad Wimpfen ist die Einleitung TFA-haltiger Industrieabwasser in den Neckar bekannt. An einer dort liegenden Messstelle wurde die höchste gemessene TFA-Konzentration im gesamten Landesmessnetz Baden-Württemberg nachgewiesen.

Im Schwemmfächer des Neckars, nach seinem Austritt aus dem Odenwald in den Kiesgrundwasserleiter der Oberrheinebene, wird auf einem großen Gebiet nördlich und vor allem südlich des Neckars das Grundwasser durch Uferfiltrat des Neckars beeinflusst.

eaux de ruissellement du Neckar sur une zone relativement vaste située au nord et surtout au sud du fleuve.

Des métabolites de pesticides comme le chloridazone desphenyl (métabolite B) ont également été détectés sur tous les points de mesure présentant des concentrations de TFA supérieures à 10 µg/L. On peut donc considérer que l'utilisation de pesticides a une réelle influence. Les pesticides précurseurs du TFA connus et présumés (flurtamone, flufénacet et diflufenican) n'ont été détectés à aucun endroit de la zone d'étude du projet. Ceci n'exclut pas la formation de TFA par d'autres produits phytosanitaires.

Hesse

Dans la partie hessoise de l'aquifère rhénan, l'analyse de la concentration en TFA s'est faite sur 83 points de mesure. Le TFA a été détecté sur 85,5 % des points. La concentration moyenne pour le TFA s'élève à 1 µg/L, la valeur médiane étant de 0,7 µg/L. Pour 3,6 % des points, une concentration supérieure à 3 µg/L a été relevée. La concentration maximale de TFA sur les points de mesure de la partie hessoise de l'aquifère rhénan est de 4,59 µg/L.

Tout comme les PFAS, le TFA a été détecté de manière diffuse dans la partie hessoise de l'aquifère rhénan. Des concentrations élevées ont également été mesurées, principalement à proximité de cours d'eau récepteurs de rejets d'eaux usées traitées. Cependant, de plus fortes concentrations ont également été relevées plus loin des cours d'eau récepteurs, ce qui laisse supposer une utilisation du TFA dans l'agriculture.

Rhénanie-Palatinat

Dans la zone d'étude située en Rhénanie-Palatinat, 89 points de mesure ont été analysés pour détecter l'acide trifluoroacétique (TFA). Sur 82 points, les concentrations dépassent la limite de quantification. Les concentrations supérieures à cette limite affichent des valeurs comprises entre 0,14 µg/L et 11 µg/L. Pour 33 points de mesure, la valeur est comprise entre 0,14 et <1 µg/L et pour 24 points, elle se situe entre 1 et <3 µg/L. 24 points sont situés dans une fourchette de 3 à <10 µg/L et un point de mesure dépasse la limite de 10 µg/L. Les concentrations inférieures à 3 µg/L sont donc majoritaires.

Le TFA est présent partout dans la zone d'étude en Rhénanie-Palatinat. Toutefois, les concentrations supérieures à 3 µg/L s'accumulent dans la région de Ludwigshafen.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

Dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin, aucune analyse de TFA n'a été réalisée dans les cantons de Bâle-Ville et de Bâle-Campagne.

Des études réalisées entre 2021 et 2025 montrent toutefois des concentrations en TFA comprises entre 0,8 et 1,5 µg/L sur l'ensemble de l'aquifère (partie suisse). Les valeurs mesurées sont comparables aux teneurs en TFA mesurées dans d'autres aquifères du canton.

An allen Messstellen mit TFA-Konzentrationen oberhalb von 10 µg/L wurden auch Metabolite von Pflanzenschutzmitteln festgestellt, z.B. Desphenylchloridazon (Metabolit B). Eine Beeinflussung durch PSM-Einsatz kann daher als gegeben betrachtet werden. Bekannte und vermutete PSM-Edukte von TFA wie Flurtamone, Flufenacet und Diflufenican wurden im gesamten Projektgebiet nicht nachgewiesen. Dies schließt die Bildung von TFA durch andere PSM nicht aus.

Hessen

Im hessischen Oberrheingraben erfolgte die Messung von TFA an 83 Grundwassermessstellen. An 85,5 % der untersuchten Grundwassermessstellen wurde TFA nachgewiesen. Im Mittel wurde für TFA eine Konzentration in Höhe von 1 µg/L gemessen, der Medianwert beträgt 0,7 µg/L. An 3,6 % der untersuchten Messstellen wurde eine Konzentration größer 3 µg/L gemessen. Die maximal gemessene Konzentration von TFA an den untersuchten Grundwassermessstellen im hessischen Oberrheingraben beträgt 4,59 µg/L.

TFA wurde, wie auch PFAS, flächenhaft im hessischen Oberrheingraben nachgewiesen. Ebenfalls wurden hohe Konzentrationen vorwiegend in der Nähe von Vorflutern gemessen. Es gibt aber auch höhere Konzentrationen mit größerem Abstand zu Vorflutern, was einen Einsatz in der Landwirtschaft vermuten lässt.

Rheinland-Pfalz

Trifluoressigsäure (TFA) wurde an 89 Grundwassermessstellen im rheinland-pfälzischen Projektgebiet untersucht, wobei TFA an 82 Messstellen oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen wurde. Die Messstellen mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze wiesen zwischen 0,14 µg/L und 11 µg/L TFA auf, wobei 33 Messstellen Im Bereich von 0,14 bis <1 µg/L, 24 Messstellen im Bereich von 1 bis <3 µg/L, 24 Messstellen im Bereich von 3 bis <10 µg/L und eine Messstelle über dem Grenzwert von 10 µg/L lagen. Konzentrationen unterhalb von 3 µg/L dominieren somit.

TFA kommt im rheinland-pfälzischen Projektgebiet überall vor, es gibt jedoch eine Häufung von Konzentrationen über 3 µg/L im Bereich um Ludwigshafen.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

Im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein wurde in den Kantonen Basel-Stadt und Basel-Landschaft keine TFA-Analyse durchgeführt.

Studien, die zwischen 2021 und 2025 durchgeführt wurden, zeigen jedoch TFA-Konzentrationen zwischen 0,8 und 1,5 µg/L im gesamten Grundwasserleiter (Schweizer Teil). Die gemessenen Werte sind vergleichbar mit den TFA-Gehalten, die in anderen Grundwasserleitern des Kantons gemessen wurden.

5.5.
Substances pharmaceutiques

Pour cet état des lieux, 28 substances pharmaceutiques ont été recherchées. Leur présence a été détectée sur 31 % des points de mesure, parmi lesquels 7 % présentent des concentrations supérieures aux valeurs seuils transfrontalières. Lorsque ces substances sont détectées, les concentrations totales mesurées sont de l'ordre de 0,05 µg/L (valeur médiane).

La pollution par des substances pharmaceutiques touche les zones où il existe une interaction nappe/rivière, en aval des espaces urbains et des stations de traitement des eaux usées. Il s'agit notamment de la partie suisse de l'aquifère, de la plaine alsacienne haut-rhinoise, des abords du Rhin, de la région d'Heidelberg et du Ried hessois.

La molécule la plus fréquemment quantifiée est la carbamazépine. Le sulfaméthoxazole est responsable de la plupart des dépassements de la valeur seuil transfrontalière de 0,01 µg/L.

Aucune tendance nette n'est observée par rapport à l'évolution des concentrations et à l'égard des substances communément analysées entre 2016 et 2024.

5.5.1.
Généralités

Caractéristiques générales

Les substances pharmaceutiques regroupent différents types de molécules générant un effet thérapeutique sur l'organisme traité (humain ou animal). Il peut aussi s'agir de molécules utilisées dans le cadre d'analyses médicales (produits de contraste…).

Les molécules constituant cette famille sont nombreuses, et peuvent être chimiquement très différentes.

En 2016, environ 3 000 substances pharmaceutiques actives étaient autorisées sur le marché européen (Commission Européenne, 2022 - d'après Deloitte et al., 2016)

La propension des substances pharmaceutiques à migrer vers les eaux souterraines dépend de leurs propriétés : polarité (Log K_{ow}), capacité d'adsorption (Log K_{oc}) et stabilité chimique (demi-vie). Les informations sur ces propriétés figurent dans le **Tableau 5.10.**

Usages et fonctions

Les substances actives de produits pharmaceutiques peuvent être utilisées à différentes fins thérapeutiques (antibiotiques, anti-inflammatoire, antiépileptique, bétabloquant…). Les effets thérapeutiques des substances recherchées dans le cadre d'ERMES-ii-Rhin sont répertoriés dans le **Tableau 5.10**.

5.5.
Pharmazeutische Substanzen

Für diese Bestandsaufnahme wurden 28 pharmazeutische Substanzen untersucht. An 31 % der Grundwassermessstellen wurde mindestens eine Substanz nachgewiesen, wobei die Konzentrationen an 7 % der Messstellen die grenzüberschreitenden Schwellenwerte überschritten. Wenn diese Stoffe nachgewiesen werden, liegen die gemessenen Gesamtkonzentrationen in der Größenordnung von 0,05 µg/L (Medianwert).

Von Belastungen durch pharmazeutische Substanzen sind Gebiete mit Interaktion zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser im Abstrom von Siedlungsgebieten und Kläranlagen am stärksten betroffen. Dazu gehören insbesondere der Schweizer Teil des Grundwasserleiters, die elsässische Tiefebene im Departement Haut-Rhin, rheinnahe Gebiete, die Region Heidelberg sowie das Hessische Ried.

Die höchste Fundhäufigkeit weist Carbamazepin auf. Für die meisten Überschreitungen des grenzübergreifenden Schwellenwertes von 0,01 µg/L ist Sulfamethoxazol verantwortlich.

Bei den Substanzen, die sowohl 2016 als auch 2024 untersucht wurden, ist keine eindeutiger Entwicklungstrend zu beobachten.

5.5.1.
Einleitung

Allgemeine Merkmale

Pharmazeutische Substanzen umfassen verschiedene Arten von Stoffen, die eine therapeutische Wirkung auf den behandelten Organismus (Mensch oder Tier) haben. Manche dieser Substanzen kommen auch bei medizinischen Untersuchungen zur Anwendung (z.B. Kontrastmittel).

Zu dieser Stoffgruppe gehören zahlreiche Substanzen, die sich in ihren chemischen Eigenschaften stark voneinander unterscheiden.

Im Jahr 2016 waren etwa 3.000 pharmazeutische Wirkstoffe auf dem europäischen Markt zugelassen (Europäische Kommission, 2022 – nach Deloitte et al., 2016).

Der Eintrag pharmazeutischer Substanzen ins Grundwasser hängt von ihren chemischen Eigenschaften wie Polarität (Log K_{ow}), Adsorptionsvermögen (Log K_{oc}) und chemische Stabilität (Halbwertszeit) ab. Informationen zu diesen Eigenschaften der untersuchten Substanzen enthält **Tabelle 5.10**.

Verwendung und Funktionen

Die Wirkstoffe von Arzneimitteln werden für verschiedene therapeutische Zwecke angewandt (Antibiotika, Entzün-

Voies de contamination environnementales

Les résidus de médicaments à usage humain pénètrent dans l'environnement principalement par les eaux usées (ménages, hôpitaux, industries). Leur présence dans les milieux aquatiques est un indicateur de ce type de contamination.

Dans les STEU non dotées d'une quatrième étape de traitement destinée à extraire les micropolluants organiques, les substances les plus polaires, comme les substances pharmaceutiques, ne sont pas entièrement éliminées des eaux usées. Elles rejoignent alors le milieu naturel récepteur, souvent un cours d'eau, et peuvent s'infiltrer vers les eaux souterraines.

Lors de situations de surcharge des systèmes de collecte des eaux usées (fortes précipitations en réseau unitaire par exemple), une partie des eaux usées non traitées peut être directement déversée dans le milieu naturel (By-pass), ce qui peut générer un flux ponctuel de contamination important.

Les contaminations peuvent également provenir d'ordures ménagères (décharges), de fuites de canalisations d'eaux usées (LUBW, 2015d) ou encore d'épandages agricoles de boues d'épuration (OFEV, 2019).

Impacts sanitaires et environnementaux

Les substances pharmaceutiques sont des composés hautement actifs sur le plan biologique (UBA, 2025).

Leur présence dans les EDCH pose encore question et les effets sanitaires sont difficiles à évaluer. Les concentrations détectées dans l'eau potable sont généralement faibles comparées aux doses thérapeutiques (UBA, 2025).

La principale problématique qui émane des premières recherches, est la résistance aux antibiotiques. Au contact de ces substances, les bactéries présentes dans l'eau développent des résistances, ce qui affecte l'efficacité des traitements antibiotiques (Na et al, 2024).

Plusieurs études démontrent des effets toxiques aigus ou chroniques sur les organismes aquatiques.

Parmi les effets potentiels, on peut citer les dysfonctionnements comportementaux ou des perturbations de la croissance, liées à la présence d'antidépresseurs dans l'eau (Correia et al, 2022 ; Grzesiuk et al, 2022), la féminisation des individus mâles induite par la présence d'œstrogènes issus de contraceptifs (Kidd et al, 2007 ; Brototi et al, 2022) ou encore l'apparition de dysfonctionnements rénaux en lien avec l'exposition au diclofénac (Swan et al, 2006).

La présence simultanée dans l'eau de plusieurs substances pharmaceutiques implique aussi des problématiques d'effets cumulés ou antagonistes, encore largement méconnus.

dungshemmer, Antiepileptika, Betablocker usw.). Die therapeutischen Wirkungen der im Rahmen von ERMES-ii-Rhein untersuchten Substanzen sind in **Tabelle 5.10** aufgeführt.

Eintragswege in die Umwelt

Arzneimittelrückstände aus der Humanmedizin gelangen hauptsächlich über Abwässer von Haushalten, Krankenhäusern und Industrie in die Umwelt. Ihr Vorkommen in Gewässern ist ein Indikator für diese Art des Eintrags.

In Kläranlagen ohne eine vierte Reinigungsstufe zur Eliminierung von organischen Spurenstoffen werden organische, oft polare Pharmazeutika nicht vollständig aus dem Abwasser entfernt. Daher werden sie über gereinigtes Abwasser in Oberflächengewässer eingeleitet und können so ins Grundwasser infiltrieren.

Bei Überlastung der Abwassersammelsysteme in Kläranlagen (z. B. bei starken Niederschlägen in Mischsystemen) wird ein Teil des verdünnten, ungeklärten Abwassers direkt in die Umwelt abgeleitet (Bypass). Dies kann zu starken punktuellen Einträgen führen.

Verunreinigungen können auch durch Hausmüll (Deponien), undichte Abwasserleitungen (LUBW, 2015d) oder die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Nutzflächen verursacht werden (BAFU, 2019).

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Pharmazeutische Substanzen sind biologisch hochaktive Verbindungen (UBA, 2025).

Problematisch ist auch das Vorhandensein von pharmazeutischen Substanzen im Trinkwasser, da die gesundheitlichen Auswirkungen schwer einzuschätzen sind. Die im Trinkwasser nachgewiesenen Konzentrationen sind gemessen an therapeutischen Dosierungen in der Regel gering (UBA, 2025).

Ein weiteres relevantes Problem stellt die Antibiotikaresistenz dar. Bei Kontakt mit diesen Substanzen entwickeln die im Wasser vorhandenen Bakterien Resistenzen, was die Wirksamkeit von Antibiotikabehandlungen beeinträchtigt (Na et al., 2024).

Mehrere Studien belegen akute oder chronische toxische Wirkungen auf aquatische Organismen.

Zu den möglichen Auswirkungen zählen Verhaltens- oder Wachstumsstörungen im Zusammenhang mit Rückständen von Antidepressiva im Wasser (Correia et al., 2022; Grzesiuk et al., 2022), die Feminisierung männlicher Individuen durch Östrogene aus Verhütungsmitteln (Kidd et al., 2007; Brototi et al., 2022) oder Nierenfunktionsstörungen aufgrund der Exposition gegenüber Diclofenac (Swan et al., 2006).

Das Vorkommen mehrerer Pharmazeutika im Wasser wirft auch Fragen hinsichtlich kumulativer oder antagonistischer Wirkungen auf, die noch weitgehend unbekannt sind.

Code Sandre (FR)	N°CAS CAS-Nummer	Substance pharmaceutique Pharmazeutische Substanz	Effet thérapeutique Therapeutische Wirkung	Substance active du métabolite Wirkstoff des Metaboliten	Demi-vie en jours (environnement aquatique) Halbwertszeit in Tagen (Wasserumwelt)
7597	58955-93-4	10,11-dihydro-10,11-dihy-droxy-carbamazepin(e)	Antiépileptique Antiepileptikum	Carbamazepin(e)	
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque Amidotrizoesäure	Produit de contraste Kontrastmittel		
5408	882-09-07	Acide clofibrique Clofibrinsäure	Hypolipémiant Blutfettsenker	Clofibrat(e)	
5361	29122-68-7	Atenolol	Bêtabloquant Betablocker		
7894	56392-14-4	Aténolol acide Atenololsäure	Bêtabloquant Betablocker	Atenolol	
7817	83905-01-5	Azithromycin(e)	Antibiotique Antibiotikum		
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	Hypolipémiant Blutfettsenker		
7897	139481-59-7	Candesartan	Antihypertenseur Antihypertensivum		
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	Antiépileptique Antiepileptikum		63* - 333****
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	Antiépileptique Antiepileptikum	Carbamazepin(e)	
6540	85721-33-1	Ciprofloxacin(e)	Antibiotique Antibiotikum		0,3 - 7,4*
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	Antibiotique Antibiotikum		
5349	15307-86-5	Diclofenac	Anti-inflammatoire Entzündungshemmer		8*
6522	114-07-8	Erythromycin(e)	Antibiotique Antibiotikum		
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	Diurétique Diuretikum		
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	Anti-inflammatoire Entzündungshemmer		20*
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	Produit de contraste Kontrastmittel		
5353	22071-15-4	Ketoprofen(e)	Anti-inflammatoire Entzündungshemmer		
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	Antiépileptique Antiepileptikum		
6755	657-24-9	Metformin(e)	Antidiabétique Antidiabetikum		
5362	37350-58-6	Metoprolol	Bêtabloquant Betablocker		
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	Anti-inflammatoire Entzündungshemmer		
5354	103-90-2	Paracetamol	Analgésique Analgetikum		
7961	125-33-7	Primidon(e)	Antiépileptique Antiepileptikum		
7049	62883-00-5	RS-iopamidol	Produit de contraste Kontrastmittel		
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	Antibiotique Antibiotikum		18-20 *
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	Antibiotique Antibiotikum		
7901	137862-53-4	Valsartan	Antihypertenseur Antihypertensivum		

Tableau 5.10 : Liste et caractéristiques des substances pharmaceutiques recherchées dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin

Sources des données :
* DrugBank : https://go.drugbank.com / ** PubChem : https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov
*** Vidal : https://www.vidal.fr / ****INERIS : https://substances.ineris.fr/

Tabelle 5.10: Liste und Eigenschaften der im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten pharmazeutischen Substanzen

Quelle der Daten:
* DrugBank: https://go.drugbank.com / ** PubChem: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov
*** Vidal: https://www.vidal.fr / ****INERIS: https://substances.ineris.fr/

Log(K_{ow}) (solubilité) Log(K_{ow}) (Löslichkeit)	K_{oc} (adsorption) K_{oc} (adsorption)	Solubilité prédite dans l'eau (mg/ml) Vorhergesagte Löslichkeit in Wasser (mg/ml)	Demi-vie corps humain (heure) Halbwertszeit im menschlicher Körper (Stunde)	Dose moyenne par personne et par jour (mg/j) Durchschnittliche Dosis pro Person pro Tag (mg/t)
1,37**	10**	0,107*	0,5-1*	
0,16**	10**	0,429*	6-7*	100***
		0,514*	68*	500***
		0,00155*	1-2*	600***
		0,00745*	9*	8***
2,25 - 2,45****	168-1328****	0,152*	12-40*	800***
	61000**	1,35*	4*	1250***
3,16**	150**	0,217*	3-4*	2000***
4,51**	245**	0,00447*	2*	50***
3,06**	750**	0,000459*	3*	2000***
-0,07**	12**	0,00224*	5,6-14,8*	100***
3,97**	3400**	0,0000684*	1,2-2*	800***
		0,366*	2-6,2*	
3,12**		0,0213*	1,1-4*	150***
2,57**	1900**	0,488*	14-59 *	150***
-2,7**	12-19** - 26.7****	1,38*	6,2 -17,6*	2000***
1,88**	62**	0,402*	3-7*	200***
3,18**	330**	0,0511*	12-17*	1000***
0,46**	21**	4,15*	2,5*	3000***
0,91**	140**	1,04*	7-22*	500***
2,42**	10**	0,79*		1200***
0,89****	72**-258****	0,459*	10*	7000***
0,91**	75**	0,615*	8-10*	400***
4**	250-23000**	0,0234*	6*	160***

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

Europe

En 2025, en Europe, les concentrations en résidus de substances pharmaceutiques dans l'eau potable et dans les eaux souterraines ne sont pas encore réglementées par une politique communautaire.

Cependant, la Commission européenne a présenté au Parlement européen et au Conseil en 2022 une proposition de directive qui, au moment de la rédaction de ce rapport, est encore en cours d'examen par les instances européennes compétentes. Elle prévoit d'introduire des valeurs seuils pour le suivi dans les eaux souterraines de la carbamazépine (0,25 µg/L), du sulfaméthoxazole (0,01 µg/L) et pour la somme des substances actives pharmaceutiques (0,25 µg/L).

Par ailleurs, l'IAWR, organisation qui regroupe des producteurs d'eau potable des six États riverains du Rhin, préconise l'application du principe de précaution et recommande une valeur cible de 0,05 µg/L dans les eaux pour chaque substance anthropique individuelle, dont les substances pharmaceutiques. Cette valeur vise à maintenir les concentrations de ces substances suffisamment faibles afin d'anticiper les risques sanitaires tout en privilégiant la réduction des émissions.

Allemagne

En Allemagne, l'UBA fixe depuis 2008 des valeurs guides à orientation sanitaire (GOW) pour certaines molécules. Parmi la liste des 28 composés recherchés dans cet état lieux, 13 disposent de GOW.

France

En France, l'ANSES a conduit des expertises sur l'évaluation des risques sanitaires liés à la présence de résidus médicamenteux dans les EDCH, en concluant que le risque sanitaire est négligeable (ANSES, 2013). À ce jour, aucune valeur de gestion n'est définie.

Suisse

En Suisse, aucune exigence réglementaire n'est imposée. Par principe de précaution, l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) fixe comme objectif que les eaux souterraines ne doivent pas contenir de substances de synthèse persistantes.

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Europa

Im Jahr 2025 waren die Konzentrationen von Arzneimittelrückständen im Trinkwasser und im Grundwasser in Europa noch nicht gemeinschaftlich geregelt.

Allerdings legte die Europäische Kommission dem Europäischen Parlament und dem Rat 2022 einen Richtlinienvorschlag vor, der zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch von den zuständigen europäischen Gremien geprüft wurde. Er sieht die Einführung von Schwellenwerten für die Überwachung von Carbamazepin (0,25 µg/L), Sulfamethoxazol (0,01 µg/L) und der Summe der pharmazeutischen Wirkstoffe (0,25 µg/L) im Grundwasser vor.

Darüber hinaus befürwortet die IAWR, die Trinkwasserversorger aus den sechs Rheinanliegerstaaten zusammenbringt, die Anwendung des Vorsorgeprinzips und empfiehlt einen Zielwert von 0,05 µg/L im Wasser für jeden einzelnen anthropogenen Stoff, einschließlich Pharmazeutika. Dadurch sollen die Konzentrationen dieser Stoffe so niedrig gehalten werden, dass Gesundheitsrisiken vorgebeugt werden, wobei der Schwerpunkt auf der Emissionsverringerung liegt.

Deutschland

In Deutschland legt das UBA seit 2008 gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) für bestimmte Substanzen fest. Von den 28 in dieser Bestandsaufnahme untersuchten Verbindungen verfügen 13 über einen GOW.

Frankreich

In Frankreich kam die ANSES in einem Gutachten zur Bewertung der Gesundheitsrisiken durch Arzneimittelrückstände im Trinkwasser zu dem Schluss, dass das Gesundheitsrisiko vernachlässigbar ist (ANSES, 2013). Bislang wurden keine Leitwerte festgelegt.

Schweiz

In der Schweiz gibt es keine gesetzlichen Anforderungswerte. Gemäß dem Vorsorgeprinzip legt die Gewässerschutzverordnung (GSchV) fest, dass das Grundwasser keine persistenten synthetischen Stoffe enthalten darf.

5.5.2.

Liste et caractéristiques des substances pharmaceutiques recherchées dans ERMES-ii-Rhin

Dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin, 28 substances pharmaceutiques ont été recherchées (**Tableau 5.10**). Parmi elles, quatre substances sont des métabolites de substances actives.

23 de ces substances sont communes au projet ERMES-Rhin 2016.

5.5.3.

État des lieux transfrontalier

5.5.3.1. Situation générale

Lecture et base d'évaluation des résultats

Les résultats des cartes et graphiques sont représentés et interprétés en fonction des valeurs seuils transfrontalières suivantes, désignées à partir des propositions de la Commission Européenne et des recommandations de l'IAWR précédemment exposées :

- 0,05 µg/L par substance (valeur cible IAWR) pour les substances ne disposant de GOW allemandes (entre 0,3 et 3 µg/L) ;
- 0,01 µg/L pour le sulfaméthoxazole (proposition de la Commission Européenne) ;
- 0,25 µg/L pour la somme des substances pharmaceutiques (proposition de la Commission Européenne).

Un seuil dit « d'alerte » a été ajouté pour l'interprétation des résultats, à 80 % des valeurs seuils transfrontalières désignées.

[**N.B. :** Compte tenu de l'hétérogénéité des LQ et du nombre variable de substances recherchées par chaque partenaire parmi la liste des 28 substances communes, il convient de lire et d'interpréter les résultats en fonction de ces dissimilitudes (**Tableau 5.11**).]

5.5.2.

Liste und Eigenschaften der in ERMES-ii-Rhein untersuchten pharmazeutischen Substanzen

Im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein wurden 28 pharmazeutische Substanzen untersucht (**Tabelle 5.10**). Davon sind vier Substanzen Metaboliten von Wirkstoffen.

23 dieser Substanzen wurden auch im Projekt ERMES-Rhein 2016 untersucht.

5.5.3.

Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

5.5.3.1. Allgemeine Lage

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Die Darstellung und Interpretation der Ergebnisse der Karten und Grafiken basiert auf den grenzüberschreitenden Schwellenwerten, die auf den Richtlinienvorschlägen der Europäischen Kommission sowie den zuvor dargelegten Empfehlungen der IAWR basieren.

- 0,05 µg/l pro Stoff (IAWR-Zielwert) für Stoffe, für die keine deutschen GOW-Werte vorliegen (zwischen 0,3 und 3 µg/l)
- 0,01 µg/L für Sulfamethoxazol (Vorschlag der Europäischen Kommission)
- 0,25 µg/L für Carbamazepin und die Summe der pharmazeutischen Substanzen (Vorschlag der Europäischen Kommission).

Für die Ergebnisinterpretation wurde ein „Warnwert" hinzugefügt, der bei 80 % der festgelegten grenzüberschreitenden Schwellenwerte liegt.

[**Anmerkung:** Die Ergebnisse müssen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen und der unterschiedlichen Anzahl von Substanzen, die von den Partnern aus der Liste der 28 gemeinsamen Substanzen untersucht wurden, gelesen und interpretiert werden (**Tabelle 5.11**).]

Code Sandre (FR)	N°CAS CAS-Nummer	Paramètre Parameter	LQ par partenaire BG pro Partner (µg/L)					
			AL	BW	HE	RP	BS	BL
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	0,005	0,01	0,05	0,02	0,001	0,001
5349	15307-86-5	Diclofenac	0,01	0,01	0,05	0,03	0,003	0,005
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	0,01	0,01		0,05		
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	0,01	0,01		0,05	0,025	0,01
5353	22071-15-4	Ketoprofen(e)	0,01	0,01		0,05		
5354	103-90-2	Paracetamol	0,02	0,01		0,05	0,005	0,005
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	0,005	0,01	0,05	0,05	0,002	0,002
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	0,01	0,01		0,05	0,001	0,001
5361	29122-68-7	Atenolol	0,005	0,01		0,05	0,003	0,003
5362	37350-58-6	Metoprolol	0,005	0,01		0,05	0,001	0,001
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	0,005	0,01		0,05	0,0025	0,002
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	0,01	0,01	0,1	0,1	0,01	0,01
5408	882-09-7	Acide clofibrique Clofibrinsäure	0,005	0,01	0,05	0,02		
6522	114-07-8	Erythromycin(e)	0,005	0,01		0,05	0,001	0,001
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	0,005	0,01		0,05	0,001	0,001
6540	85721-33-1	Ciprofloxacin(e)	0,005	0,01		0,05		
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque Amidotrizoesäure	0,1	0,01	0,1	0,1	0,005	0,005
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	0,005	0,01		0,05		
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	0,01	0,01		0,05	0,001	0,005
6755	657-24-9	Metformin(e)	1		0,05		0,005	0,005
7049	60208-45-9	RS-iopamidol	0,1	0,01	0,1			0,01
7597	58955-93-4	10,11-dihydro-10,11-dihy-droxy-carbamazepin(e)	0,005	0,01		0,05	0,002	0,002
7817	83905-01-5	Azithromycin(e)	0,005	0,01	0,05	0,05	0,01	0,01
7894	56392-14-4	Atenolol acide Atenololsäure	0,01	0,01		0,05		
7897	139481-59-7	Candesartan	0,005	0,01			0,001	0,001
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	0,005	0,01		0,05	0,002	0,002
7901	137862-53-4	Valsartan	0,005	0,01		0,05		
7961	125-33-7	Primidon(e)		0,01	0,02	0,05		

Tableau 5.11 : Limites de quantification par partenaire des 28 substances pharmaceutiques

Tabelle 5.11: Bestimmungsgrenzen nach Partner und Parameter für die 28 pharmazeutischen Substanzen

Les 28 substances pharmaceutiques communes ont été recherchées sur un réseau transfrontalier de 753 points de mesure.

Au moins une des substances recherchées a été détectée sur 238 points de mesure, ce qui correspond à environ 32 % du réseau (**Figure 5.25**).

Des dépassements d'une ou plusieurs valeurs seuils (cf. partie Lecture et base d'évaluation des résultats) sont enregistrés pour 7,3 % des échantillons.

Les données transfrontalières révèlent que les concentrations individuelles sont relativement faibles et de l'ordre de 0,01 µg/L (d'après la médiane des résultats égaux ou supérieurs aux limites de quantification). Selon la même méthode de calcul et en considérant cette fois la somme des substances par points de mesure, une moyenne de 0,16 µg/L et une médiane de 0,04 µg/L sont obtenues.

La concentration totale maximale de 8,27 µg/L a été mesurée sur un échantillon prélevé au nord-ouest de la ville de Darmstadt (Hesse).

La répartition géographique des concentrations au sein de la nappe du Rhin est très hétérogène (**Carte 5.11**) et révèle des problématiques locales, liées à des rejets de STEU et aux contextes hydrogéologiques locaux.

Les plus fortes concentrations (supérieures aux valeurs seuils transfrontalières) mesurées se regroupent principalement autour des secteurs géographiques suivants :

— le périmètre suisse de la nappe rhénane, à proximité de l'agglomération bâloise ;
— la plaine alsacienne entre Mulhouse et Colmar ;
— les abords du Rhin, le long de son cours entre le Kaiserstuhl et le nord de Strasbourg ;
— la région d'Heidelberg (cône de déjection de la rivière Neckar) ;
— le ried hessois, dans un triangle Worms-Darmstadt-Mayence.

Avec respectivement 11,2 % et 8,2 % des points de mesure, les parties alsacienne et hessoise du fossé rhénan présentent les taux de dépassement les plus élevés parmi les régions partenaires. Il convient de noter qu'en Hesse, seules 10 des 28 substances communes ont été analysées, alors qu'en Alsace, les 28 substances ont été analysées.

À l'inverse, le Palatinat rhénan affiche le plus faible taux de dépassement des valeurs seuils (2,8 %).

Sur le plan de l'occurrence, c'est dans les cantons de Bâle que les niveaux de quantification sont les plus forts, puisque 100 % des points de mesure sont contaminés par au moins un composé médicamenteux.

L'ensemble de ces secteurs sont déjà connus pour leur contamination en substances pharmaceutiques, ou plus largement en substances indicatrices d'eaux usées. Elles parviennent dans les eaux souterraines via l'infiltration des cours d'eau sus-jacents, dans lesquels sont déversés des rejets de STEU.

Die 28 gemeinsamen pharmazeutischen Substanzen wurden in einem grenzüberschreitenden Grundwassermessnetz von 753 Messstellen untersucht.

An 238 Messstellen wurde mindestens einer der untersuchten Stoffe nachgewiesen, was etwa 32 % des Messnetzes entspricht (**Abbildung 5.25**).

Bei 7,3 % der Proben wurden Überschreitungen eines oder mehrerer grenzüberschreitender Schwellenwerte (s.o. Abschnitt Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse) festgestellt.

Die grenzüberschreitenden Daten zeigen relativ geringe einzelne Konzentrationen bei etwa 0,01 µg/L (basierend auf dem Medianwert der Ergebnisse größer oder gleich der Bestimmungsgrenze). Nach derselben Berechnungsmethode und unter Berücksichtigung der Summe der Stoffe pro Messstelle ergibt sich ein Durchschnitt von 0,16 µg/L und ein Medianwert von 0,04 µg/L.

Die maximale Summenkonzentration von 8,27 µg/L wurde nordwestlich von Darmstadt (Hessen) gemessen.

Die räumliche Verteilung der Konzentrationen im Grundwasser ist sehr heterogen (**Karte 5.11**). Sie weist auf lokale Einflüsse im Zusammenhang mit Kläranlageneinleitungen sowie hydrogeologischen Gegebenheiten am jeweiligen Standort hin.

Die höchsten Konzentrationen (über den grenzüberschreitenden Schwellenwerten) wurden hauptsächlich in folgenden Gebieten gemessen:

— Schweizer Teil des Oberrheingrabens in der Nähe des Ballungsraums Basel
— elsässische Ebene zwischen Mulhouse und Colmar;
— Uferbereiche des Rheins zwischen dem Kaiserstuhl und dem Norden Straßburgs
— Region Heidelberg (Schwemmkegel des Neckars)
— hessisches Ried im Dreieck Worms-Darmstadt-Mainz.

Mit 11,2 % bzw. 8,2 % der Messstellen weisen der elsässische und der hessische Teil des Oberrheingrabens die höchsten Überschreitungsraten in den Partnerregionen auf. Es sei darauf hingewiesen, dass in Hessen nur 10 der 28 gemeinsamen Stoffe untersucht wurden, im Elsass wurden dagegen alle 28 Stoffe untersucht.

Umgekehrt weist Rheinland-Pfalz die niedrigste Überschreitungsrate auf (2,8 %).

Die Bestimmungshäufigkeit war in den Baseler Kantonen am höchsten, hier sind 100 % der Messstellen mit mindestens einer Arzneimittelverbindung belastet.

Die Belastung mit pharmazeutischen Substanzen und weiteren Abwasserindikatoren ist in den Gebieten bereits bekannt. Diese Stoffe gelangen durch Infiltration aus Oberflächengewässern, die als Einleitgewässer für Kläranlagen fungieren, ins Grundwasser.

Pour la grande majorité des cas, les dépassements de valeurs seuils proviennent de molécules seules, et non du cumul de plusieurs paramètres. Ainsi, 34 points de mesure comptent un dépassement pour au moins une molécule, neuf pour la somme totale et 12 pour les deux en simultané.

103 des 238 échantillons transfrontaliers, pour lesquels au moins une substance a été quantifiée, sont contaminés par la présence concomitante d'au moins trois substances (cf. carte en lien web). Pour 32 points de mesure, ce nombre atteint plus de cinq substances.

À l'échelle régionale, cette diversité par points de mesure est davantage marquée pour les cantons suisses (33 % des échantillons avec au moins cinq substances quantifiées simultanément).

Au Bade-Wurtemberg, à l'ouest de la localité d'Heidelberg, un point de mesure présente un cocktail de huit substances pharmaceutiques différentes, au sein du même échantillon d'eau.

Les secteurs géographiques dans lesquels une forte diversité de substances est observée, coïncident relativement bien avec ceux où de fortes concentrations ont été mesurées (**Carte 5.11**).

Carte du nombre de substances pharmaceutiques quantifiées par point en ligne

Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte sind überwiegend auf einzelne Substanzen zurückzuführen und nicht auf den Summenparameter. An 34 Messstellen wurde mindestens eine Substanz, an neun Messstellen der Summenparameter und 12 Messstelle beide überschritten.

An 103 der 238 grenzüberschreitenden Messstellen mit Nachweisen von pharmazeutischen Substanzen, wurden mindestens drei Substanzen gleichzeitig nachgewiesen (s. Karte in Web-Link). Bei 32 Messstellen sind mehr als fünf Substanzen nachgewiesen worden.

In den Schweizer Kantonen ist die Stoffvielfalt pro Messstelle noch größer (33 % der Proben enthielten mindestens fünf Substanzen gleichzeitig).

In Baden-Württemberg wies eine Messstelle westlich von Heidelberg ein Stoffgemisch aus acht verschiedenen pharmazeutischen Substanzen auf.

Die Gebiete, in denen eine große pharmazeutische Stoffvielfalt beobachtet wurde, decken sich mehr oder weniger mit den Bereichen, in denen hohe Konzentrationen dieser Substanzen gemessen wurden (**Karte 5.11**).

Karte der Anzahl der pro Messstelle quantifizierten pharmazeutischen Substanzen (online)

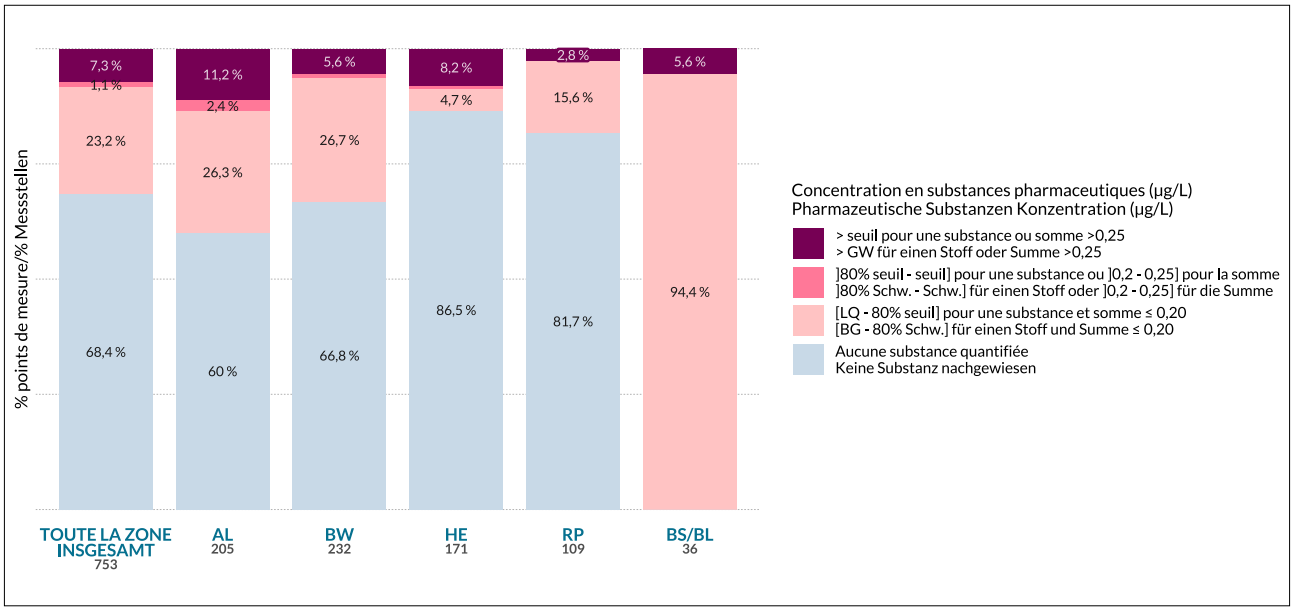
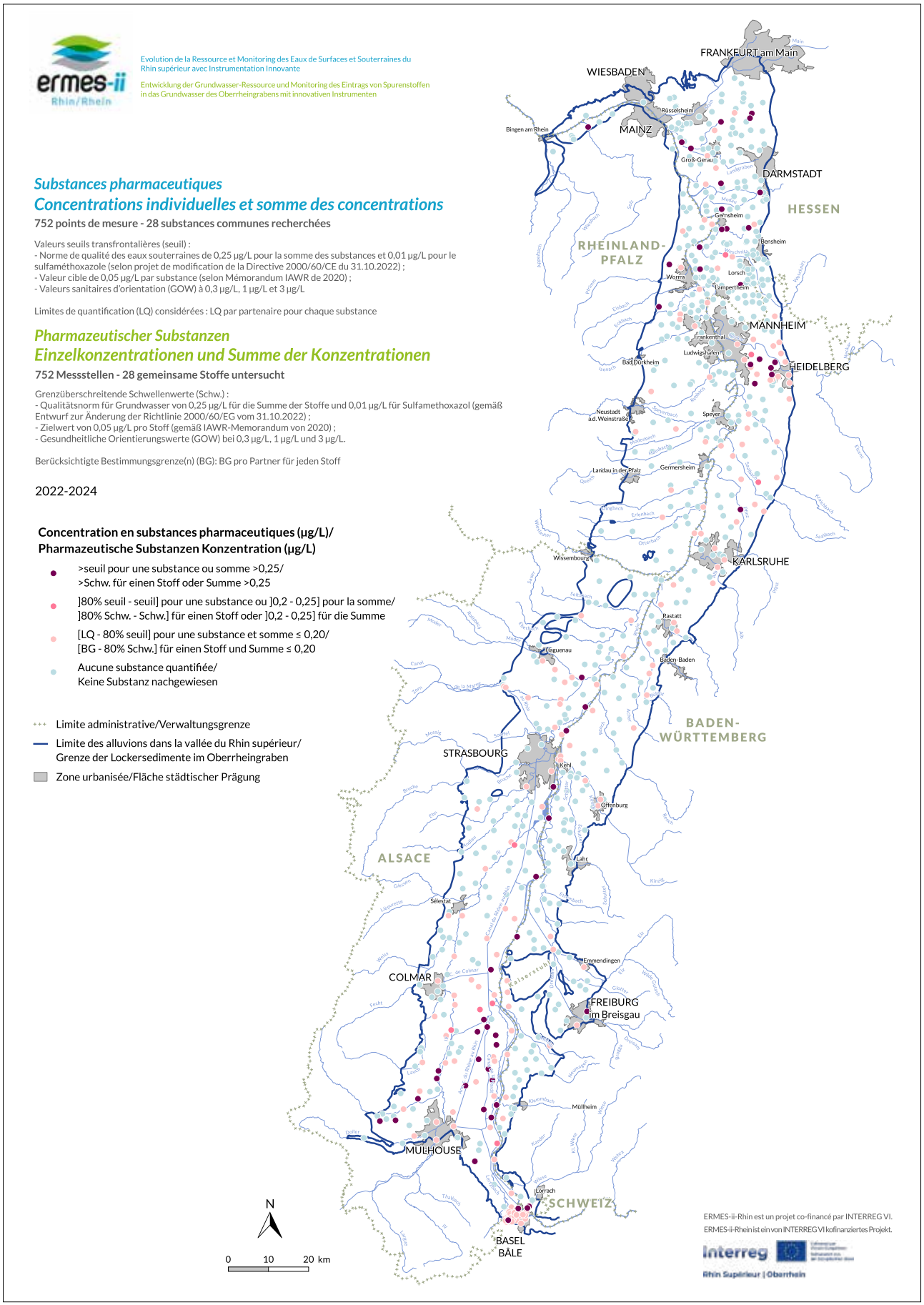


Figure 5.25 : Répartition des classes de concentration et fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières par région pour les substances pharmaceutiques

Abbildung 5.25: Verteilung der Konzentrationsklassen nach Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für pharmazeutische Substanzen nach Region



Carte 5.11 : Quantification et dépassement des valeurs cibles des substances pharmaceutiques

Karte 5.11: Quantifizierung und Überschreitung der Zielwerte für pharmazeutische Substanzen

5.5.3.2. Situation par substance

Sur les 28 substances pharmaceutiques communes recherchées, 21 molécules ont été quantifiées au moins une fois sur le périmètre transfrontalier de l'étude (**Figure 5.26**).

La carbamazépine est la substance la plus quantifiée, présente sur 21,3 % des points. Les autres substances les plus quantifiées à l'échelle transfrontalière sont l'acide amidotrizoique (13,3 %), le candesartan (12,9 %), la primidone (11,1 %), la lamotrigine (10,1 %) et le sulfamethoxazole (9,3 %).

Douze substances, dont le sulfaméthoxazole et la carbamazépine, présentent un ou plusieurs dépassements individuels des valeurs seuils transfrontalières. Le sulfaméthoxazole est la molécule qui en enregistre le plus, avec 31 points de mesure concernés, soit 4,2 % du réseau de mesure sachant que sa valeur seuil est de 0,01 µg/L.

5.5.3.2. Situation nach Substanz

21 der 28 untersuchten gemeinsamen pharmazeutischen Substanzen wurden mindestens einmal im grenzüberschreitenden Untersuchungsgebiet nachgewiesen (**Abbildung 5.26**).

Die größte Fundhäufigkeit hatte der Wirkstoff Carbamazepin, der an 21,3 % der Messstellen nachgewiesen wurde. Die anderen am häufigsten quantifizierten Substanzen waren Amidotrizoesäure (13,3 %), Candesartan (12,9 %), Primidon (11,1 %), Lamotrigin (10,1 %) und Sulfamethoxazol (9,3 %).

Zwölf Substanzen, darunter Sulfamethoxazol und Carbamazepin, wiesen als Einzelsubstanz eine oder mehrere Überschreitungen der jeweiligen grenzüberschreitenden Schwellenwerte auf. Sulfamethoxazol ist mit 31 Messstellen, d. h. 4,2 % des Messnetzes, und einem Schwellenwert von 0,01 µg/L die Substanz mit den meisten Schwellenwertüberschreitungen.

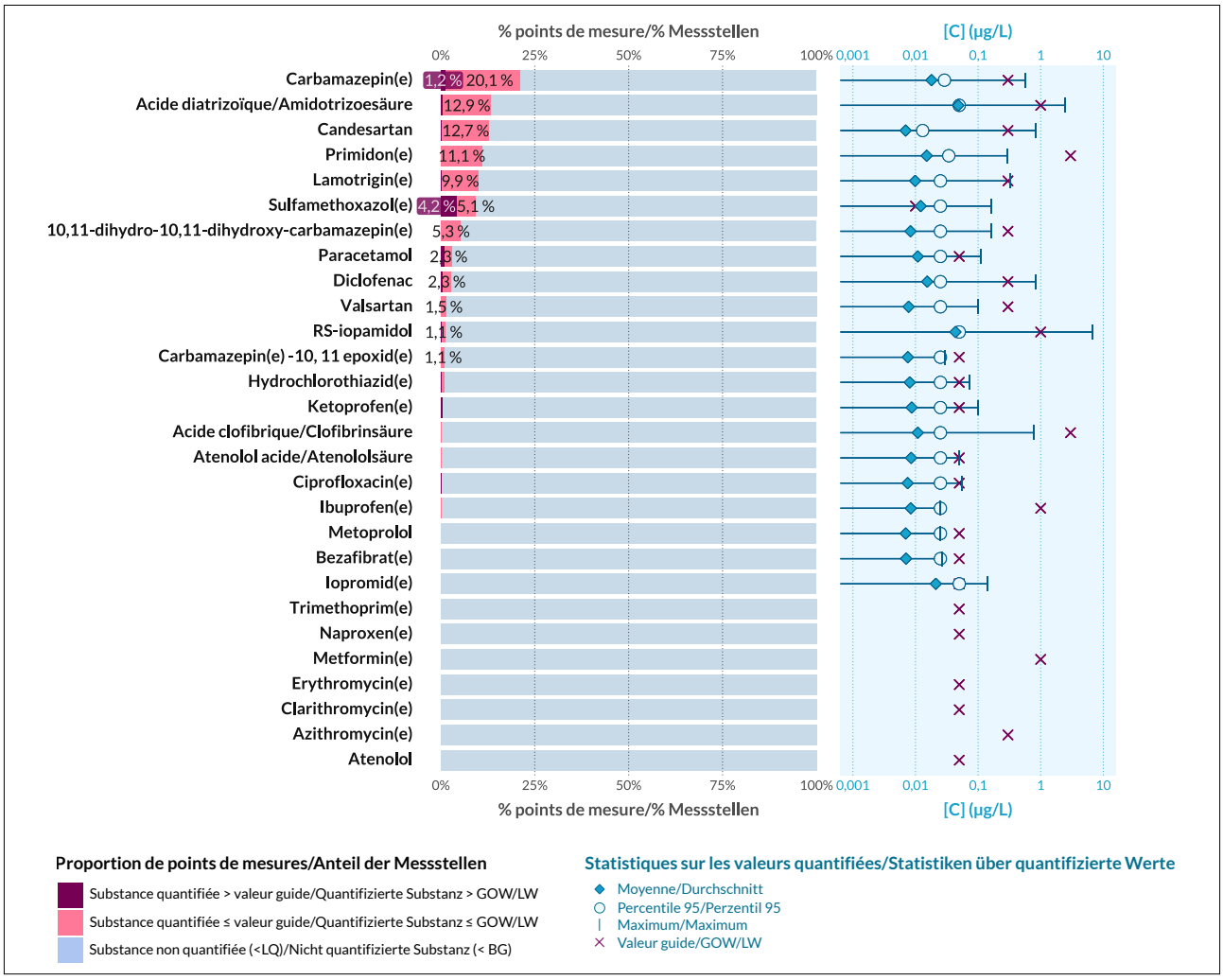


Figure 5.26 : Caractérisation de la présence des substances pharmaceutiques. À gauche : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières. À droite : indicateurs statistiques des distributions des concentrations (en µg/L)

Abbildung 5.26: Charakterisierung des Nachweises pharmazeutischer Substanzen; links: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte; rechts: statistische Indikatoren für die Konzentrationsverteilungen (in µg/L)

Focus sur les six substances pharmaceutiques les plus fréquemment quantifiées

La comparaison des résultats obtenus pour ces six substances pharmaceutiques met en évidence des disparités géographiques (**Figure 5.27** et **Carte 5.12**). Cette comparaison ne prend pas en compte les modes de consommation de médicament d'un pays à l'autre, ni l'efficacité des traitements au sein des stations d'épurations.

Carbamazépine

La carbamazépine est utilisée pour traiter les troubles épileptiques et bipolaires. Peu éliminée par les STEU et très persistante, elle suit le cycle de l'eau. C'est l'une des substances les plus fréquemment détectées dans les eaux de surfaces mondiales (Wilkinson et al., 2022).

Quelle que soit la région étudiée, la carbamazépine occupe le premier ou le deuxième rang des résidus pharmaceutiques les plus fréquemment détectés. Les cantons suisses affichent le taux d'occurrence le plus élevé (100 %) et la Hesse (Ried hessois) a des concentrations supérieures à la valeur seuil transfrontalière de 0,3 µg/L (GOW).

Globalement, la répartition géographique des points de mesure où la carbamazépine est identifiée correspond aux zones présentant les concentrations les plus élevées (somme de toutes les substances confondues) sont distinguées (**cf. partie 5.5.3.1**).

Dans le cadre de l'axe 2 du présent projet, elle figure parmi les composés les plus retrouvés dans les rejets de STEU après traitement à des concentrations d'environ 1 µg/L (**cf. Chapitre 6**).

Carte des concentrations mesurées en carbamazépine en ligne

Candésartan

Ce médicament est prescrit pour traiter l'hypertension artérielle et l'insuffisance cardiaque chronique. Il est relativement peu biodégradable et fait partie des substances les plus difficilement éliminables des eaux usées d'après l'OFEV.

Le candésartan n'a pas été recherché en Hesse et en Rhénanie-Palatinat. En considérant les résultats badois, alsaciens et suisses, ce composé figure au second rang des substances les plus quantifiées. Sa présence est essentiellement détectée à l'ouest de, Heidelberg, le long du Rhin, au sud de la plaine d'Alsace et dans les cantons suisses. La valeur seuil transfrontalière de 0,3 µg/L (GOW) est dépassée sur un seul point de mesure.

Concernant l'axe 2 de ce projet, il n'est pas classé parmi les substances retrouvées avec de fortes concentrations en sortie de STEU (**cf. chapitre 6**).

Fokus auf die sechs am häufigsten nachgewiesenen pharmazeutischen Substanzen

Beim Vergleich der Ergebnisse für diese sechs Pharmazeutika zeigen sich räumliche und regionale Unterschiede (**Abbildung 5.27** und **Karte 5.12**). Die unterschiedlichen Anwendungen der pharmazeutischen Substanzen in den einzelnen Ländern und die Wirksamkeit der Aufbereitung in den Kläranlagen wurden bei diesem Vergleich nicht berücksichtigt.

Carbamazepin

Carbamazepin findet bei der Behandlung von epileptischen und bipolaren Störungen Anwendung. Es wird nur in geringem Maße in Kläranlagen abgebaut, ist sehr langlebig und gelangt leicht in den Wasserkreislauf. Es ist eine der weltweit am häufigsten in Oberflächengewässern nachgewiesenen Substanzen (Wilkinson et al., 2022).

Carbamazepin war in allen untersuchten Regionen die am häufigsten oder zweithäufigsten nachgewiesene pharmazeutische Substanz. In den Schweizer Kantonen war die Fundhäufigkeit mit 100 % am höchsten, und in Hessen (Hessisches Ried) wurden die meisten Konzentrationen über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 0,3 µg/L beobachtet (GOW).

Insgesamt entspricht die geografische Verteilung der Messstellen, an denen Carbamazepin nachgewiesen wurde, der Verteilung der Gebiete mit den höchsten Summenkonzentrationen aller gemessenen pharmazeutischen Substanzen (**s. Abschnitt 5.5.3.1**).

Im Rahmen von Schwerpunkt 2 des Projekts ERMES-ii-Rhein ist Carbamazepin eine der am häufigsten in Kläranlageneinleitungen nachgewiesenen Substanzen, in Konzentrationen von etwa 1 µg/L (**s. Kapitel 6**).

Karte der gemessenen Carbamazepin-Konzentrationen online

Candesartan

Candesartan wird zur Behandlung von Bluthochdruck und chronischer Herzinsuffizienz verschrieben. Er ist relativ schwer biologisch abbaubar und gehört laut BAFU zu den Substanzen, die sich am schwierigsten aus Abwasser entfernen lassen.

Candesartan wurde in Hessen und Rheinland-Pfalz nicht untersucht. Entsprechend der Ergebnisse aus Baden-Württemberg, dem Elsass und der Schweiz weist diese Verbindung die zweithäufigste Fundhäufigkeit auf. Sie wurde vor allem westlich von Heidelberg, entlang des Rheins, im Süden der elsässischen Ebene und in den Schweizer Kantonen nachgewiesen. Der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,3 µg/L (GOW) wurde nur an einer Messstelle überschritten.

In Schwerpunkt 2 des Projekts wurden keine hohen Konzentrationen dieser Substanz am Auslauf von Kläranlagen nachgewiesen (**s. Kapitel 6**).

Primidone

La primidone est un antiépileptique, très soluble dans l'eau (Log K_{ow} =0,9) et très mobile (log K_{oc} <2).

La primidone (non recherchée en Alsace et en Suisse) est principalement détectée en Hesse (entre Darmstadt et Wiesbaden) et à l'ouest de, Heidelberg, sur le cône alluvial du Neckar. Aucun dépassement de la valeur seuil transfrontalière de 3 µg/L (GOW) n'est enregistré.

Carte des concentrations mesurées en primidone en ligne

Lamotrigine

Ce médicament est un psychotrope prescrit pour soigner l'épilepsie et les troubles de l'humeur. D'après son Log K_{ow} et son Log K_{oc}, elle est modérément soluble et modérément mobile.

La lamotrigine est majoritairement détectée en Alsace (plaine haut-rhinoise) et dans les deux cantons bâlois, sachant que pour ces trois régions, les LQ étaient plus basses que pour le Bade-Wurtemberg ou la Rhénanie-Palatinat. Un seul dépassement de la valeur seuil transfrontalière est enregistré à l'ouest de Mayence. En Hesse, les eaux souterraines n'ont pas été analysées pour détecter cette substance active.

Des teneurs significatives (~1 µg/L) sont retrouvées en sortie de STEU sur certains sites pilotes de l'axe 2 (**cf. chapitre 6**).

Acide amidotrizoïque

L'acide amidotrizoïque est utilisé comme produit de contraste en imagerie médicale. Elle est très hydrophile (Log K_{ow} =1,37) et mobile (Log K_{oc} <1).

Cette substance a été fréquemment détectée le long du Rhin, dans les cantons suisses et particulièrement dans la région d'Heidelberg (cône alluvial du Neckar).

Les fréquences de quantification sont notables voire très élevées au Bade-Wurtemberg (23,9 %) et pour les cantons suisses (entre 82,4 % et 100 %), soit lorsque les LQ sont inférieures ou égales à 0,05 µg/L. Dans les autres régions (Alsace, Hesse et Rhénanie-Palatinat), les LQ de 0,1 µg/L ne sont pas suffisamment basses comparées aux concentrations rencontrées dans la nappe phréatique rhénane.

Lorsque les LQ sont suffisamment adaptées aux concentrations qui peuvent être observées, l'acide amidotrizoïque est fréquemment quantifié dans les rejets de STEU (**cf. chapitre 6**).

Sulfaméthoxazole

Le sulfaméthoxazole est un antibiotique permettant de lutter contre diverses infections (urinaires, digestives, respiratoires, etc.). Son Log K_{ow} est de 0,89, ce qui indique que cette molécule est très hydrophile.

L'aire de répartition des concentrations en sulfamétoxazole s'apparente à celle décrite pour le candésartan.

Primidon

Primidon ist ein Antiepileptikum, das sehr gut wasserlöslich (Log K_{ow} =0,9) und sehr mobil (Log K_{oc} <2) ist.

Primidon (im Elsass und in der Schweiz nicht untersucht) wurde hauptsächlich in Hessen (zwischen Darmstadt und Wiesbaden) und westlich von Heidelberg, direkt am Neckar-Schwemmkegel, nachgewiesen. Es wurden keine Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts von 3 µg/L (GOW) festgestellt.

Karte der gemessenen Primidonkonzentrationen online

Lamotrigin

Bei Lamotrigin handelt es sich um ein Psychopharmakon zur Behandlung von Epilepsie und psychischen Erkrankungen. Gemäß seinem Log K_{ow} und seinem Log K_{oc} ist es mäßig löslich und mäßig mobil.

Lamotrigin wurde vor allem im Elsass (Ebene des Haut-Rhin) und in den beiden Baseler Kantonen nachgewiesen, wobei die Konzentrationen in diesen drei Regionen niedriger waren als in Baden-Württemberg oder Rheinland-Pfalz. Nur westlich von Mainz wurde eine Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts festgestellt. In Hessen wurde das Grundwasser nicht auf diesen Wirkstoff untersucht,

Signifikante Konzentrationen (~1 µg/L) wurden in manchen Pilotgebieten am Auslauf von Kläranlagen festgestellt (**s. Kapitel 6**).

Amidotrizoesäure

Amidotrizoesäure wird als Kontrastmittel in der medizinischen Bildgebung verwendet. Er ist sehr hydrophil (Log K_{ow} =1,37) und mobil (Log K_{oc} <1).

Diese Substanz wurde häufig entlang des Rheins, in den Schweizer Kantonen und insbesondere in der Region Heidelberg (Neckarschwemmkegel) nachgewiesen.

Die Bestimmungshäufigkeiten waren in Baden-Württemberg (23,9 %) und in den Schweizer Kantonen (zwischen 82,4 % und 100 %) hoch bis sehr hoch. Die Bestimmungsgrenzen lagen dort unter oder gleich 0,05 µg/L. In den anderen Regionen (Elsass, Hessen und Rheinland-Pfalz) betrug die Bestimmungsgrenze 0,1 µg/L und war damit angesichts der Konzentrationswerte im Grundwasser des Oberrheingrabens nicht niedrig genug.

Wenn die Bestimmungsgrenzen ausreichend an die beobachteten Konzentrationen angepasst sind, ist Amidotrizoesäure häufig in den Abwässern von Kläranlagen nachweisbar (**s. Kapitel 6**).

Sulfamethoxazol

Sulfamethoxazol ist ein Antibiotikum zur Bekämpfung verschiedener Infektionen (Harnwege, Verdauungstrakt,

Concernant les plus fortes concentrations, c'est sur la partie alsacienne de la nappe phréatique, entre Colmar et Mulhouse, que l'on retrouve le plus de points de mesure avec des teneurs supérieures à la valeur cible de 0,01 µg/L (IAWR).

Cette substance est fréquemment quantifiée dans les eaux de surface et les rejets de STEU (**cf. chapitre 6**).

Carte des concentrations mesurées en sulfaméthoxazole en ligne

Atemwege usw.). Der Log K_{ow}-Wert beträgt 0,89, was diese Substanz als sehr hydrophil ausweist.

Das Verbreitungsgebiet der Sulfamethoxazol-Konzentrationen entspricht in etwa dem von Candesartan.

Die höchsten Konzentrationen betreffen den elsässischen Teil des Oberrheingrabens, die meisten Messstellen mit Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts von 0,01 µg/L (IAWR) befanden sich zwischen Colmar und Mulhouse.

Sulfamethoxazol wurde häufig in Oberflächengewässern und Kläranlageneinleitungen nachgewiesen (**s. Kapitel 6**).

Karte der gemessenen Sulfamethoxazol-Konzentrationen online

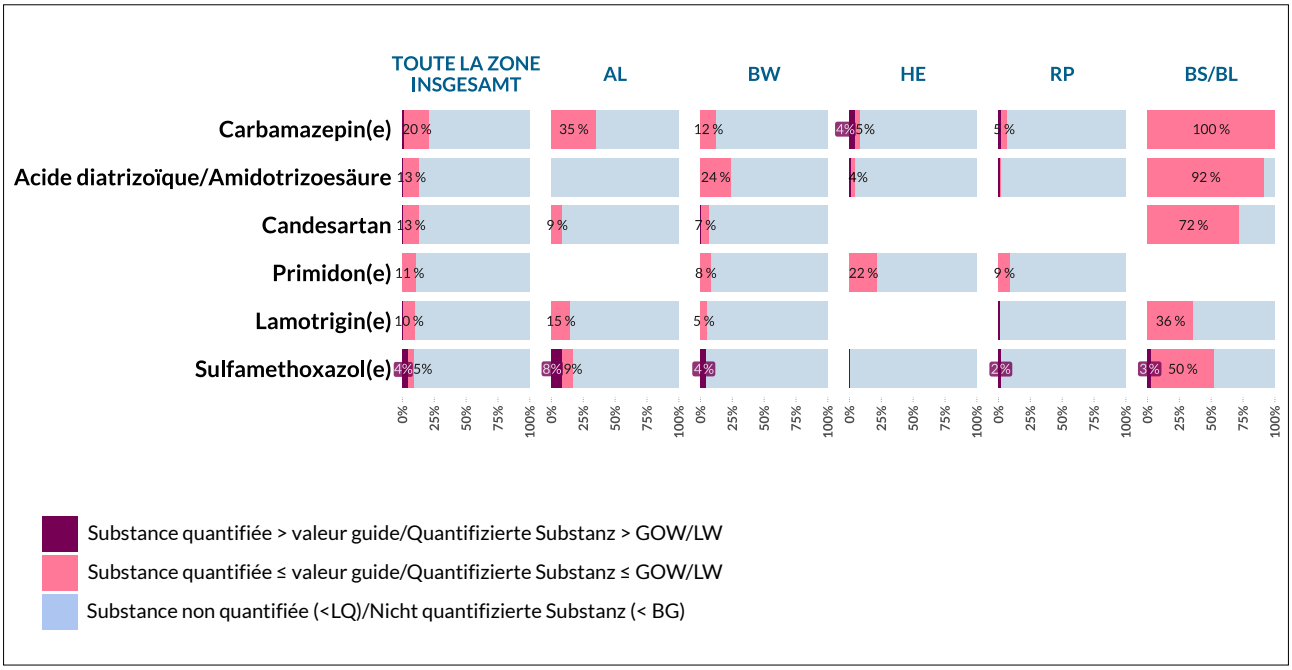
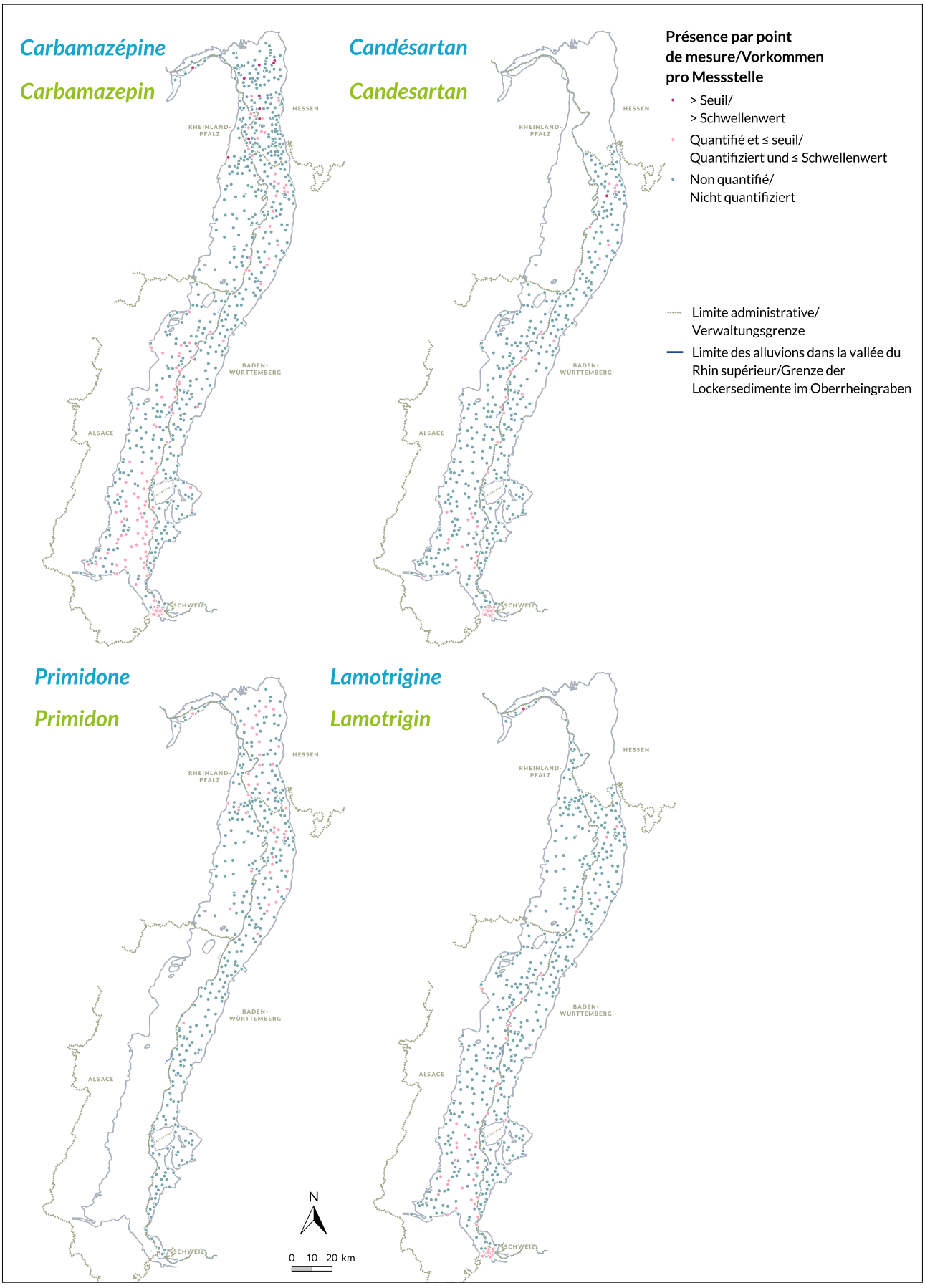


Figure 5.27 : Fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil pour les six substances pharmaceutiques les plus retrouvées

Abbildung 5.27: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des Schwellenwerts für die sechs am häufigsten vorkommenden pharmazeutischen Substanzen

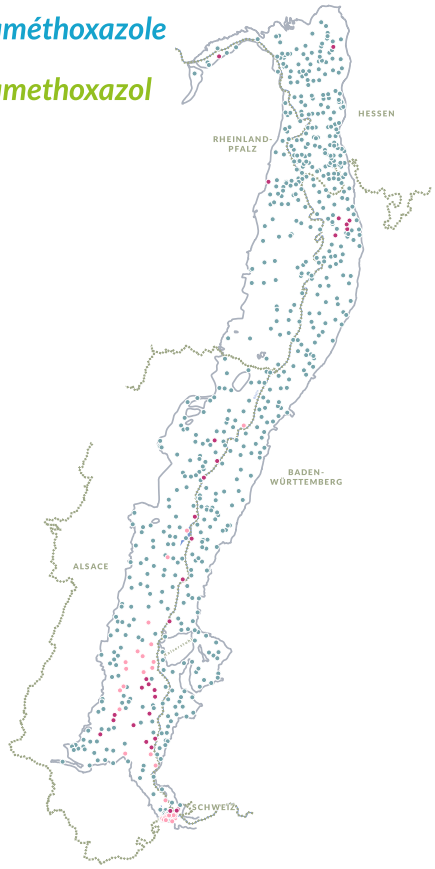


Carte 5.12 : Quantification et dépassement des valeurs seuils transfrontalières des 6 substances pharmaceutiques les plus retrouvées

Karte 5.12: Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte der 6 am häufigsten vorkommenden pharmazeutischen Substanzen

Sulfaméthoxazole

Sulfamethoxazol



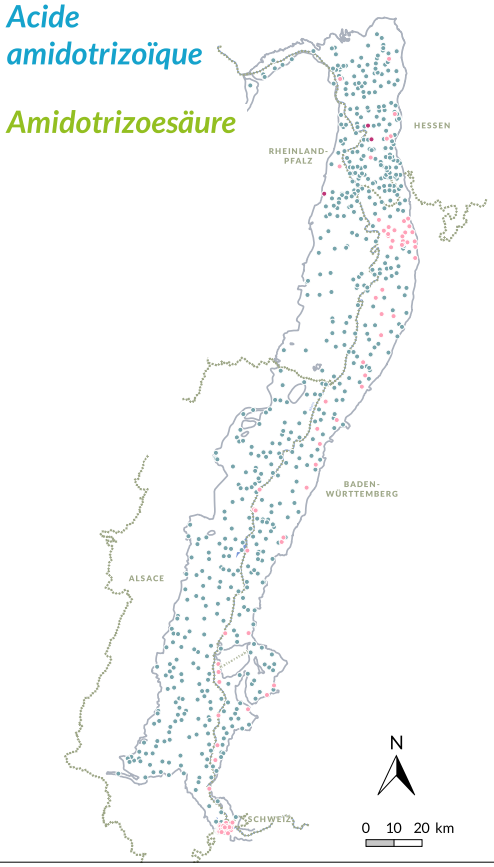
Présence par point de mesure/
Vorkommen pro Messstelle

- > Seuil/
  > Schwellenwert
- Quantifié et ≤ seuil/
  Quantifiziert und ≤ Schwellenwert
- Non quantifié/
  Nicht quantifiziert

- Limite administrative/
  Verwaltungsgrenzen
- Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/Grenze der Lockersedimente im Oberrheingraben

Acide amidotrizoïque

Amidotrizoesäure



5.5.4.

Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

La comparaison des résultats entre 2016 et 2024 a été réalisée sur 638 points de mesure communs et 23 substances communes aux deux années (**Tableau 5.12**). Pour chaque point de mesure, l'analyse comparative est basée une liste identique de substances.

La limite de quantification pour chaque paramètre est définie par partenaire et harmonisée entre 2016 et 2024 (**Tableau 5.12**).

5.5.4.1. Évolution générale

L'analyse comparative des classes de concentration (**Figure 5.28**) entre les deux périodes de projet ne met pas en évidence de tendance d'évolution marquée.

Le nombre de points pour lesquels au moins une substance est quantifiée est identique entre 2016 et 2024 et s'établit à 124 points (19,4 % de l'ensemble de la zone d'étude).

En 2024, 26 points de mesure (4,1 % du réseau) présentent des concentrations supérieures aux valeurs seuils, soit trois de moins qu'en 2016.

D'une manière générale, la localisation géographique des points contaminés ou présentant de fortes concentrations n'évolue pas.

Les charges totales de résidus pharmaceutiques par point de mesure sont restées globalement constantes entre les deux périodes de projet, sans évolution marquée (**Figure 5.29**).

11,8 % des points de mesure affichent une baisse de la somme des concentrations, tandis que 10 % enregistrent une hausse. Pour 78,2 % des points de mesure, la situation est inchangée parce qu'aucune substance n'a été quantifiée sur les deux périodes.

Les plus fortes variations de concentration entre les deux campagnes (de l'ordre de −4 à +2 µg/L), sont identifiées sur des points de mesure situés au nord de l'aquifère, d'Heidelberg à Francfort-sur-le-Main (**Carte 5.13**).

Carte illustrant l'évolution des dépassements des seuils pour les substances pharmaceutiques entre 2016 et 2024

5.5.4.2. Évolution par substance

La comparaison 2016-2024 des fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalière (**Figure 5.30**) a été effectuée sur 23 substances communes.

Sur ces 23 substances, 13 sont quantifiées au moins une fois sur l'une des deux périodes de suivi.

D'une période de projet à l'autre, l'évolution des fréquences de quantification ne montre pas de franche variation. Les

5.5.4.

Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der Vergleich der Ergebnisse zwischen 2016 und 2024 wurde an 638 konsistenten Messstellen und mit 23 konsistenten Substanzen (**Tabelle 5.12**) durchgeführt. Für jede Messstelle basiert die vergleichende Analyse auf einer identischen Liste von Substanzen.

Die Bestimmungsgrenze der einzelnen Parameter wurde jeweils von den Partnern festgelegt und zwischen 2016 und 2024 vereinheitlicht (**Tabelle 5.12**).

5.5.4.1. Allgemeine Entwicklung

Aus dem Vergleich der Konzentrationsklassen (**Abbildung 5.28**) zwischen den beiden Projektzeiträumen lässt sich kein deutlicher Entwicklungstrend ableiten.

Die Anzahl der Messstellen, an denen mindestens ein Stoff quantifiziert wurde, war 2016 und 2024 identisch und betraf 124 Messstellen (19,4 % des gesamten Untersuchungsgebiets).

2024 wurden die Schwellenwerte an 26 Messstellen (4,1 % des Messnetzes) überschritten, einer Messstelle weniger als 2016.

Die geografische Lage der Messstellen mit positiven Befunden oder hohen Konzentrationen ist unverändert.

Insgesamt blieb die Gesamtbelastung mit Arzneimittelrückständen an den einzelnen Messstellen zwischen den beiden Projektzeiträumen konstant und wies keine signifikanten Veränderungen auf (**Abbildung 5.29**).

An 11,8 % der Messstellen war ein Rückgang der Summenkonzentrationen, an 10 % ein Anstieg zu beobachten. An 78,2 % der Messstellen waren die Befunde unverändert, da hier in beiden Zeiträumen keine Substanzen nachgewiesen wurden.

Die stärksten Konzentrationsänderungen zwischen den beiden Kampagnen (in der Größenordnung von −4 bis +2 µg/L) wurden an Messstellen im Norden des Grundwasserleiters von Heidelberg bis Frankfurt am Main festgestellt (**Karte 5.13**).

Karte zur Entwicklung der Schwellenwertüberschreitungen der pharmazeutischen Substanzen 2016 – 2024

5.5.4.2. Entwicklung nach Substanz

Die Bestimmungshäufigkeiten und die Überschreitungshäufigkeiten der grenzüberschreitenden Schwellenwerte wurden für 2016 und 2024 (**Abbildung 5.30**) für 23 gemeinsame Stoffe verglichen.

13 dieser 23 Stoffe wurden mindestens einmal in einem der beiden Beobachtungszeiträume nachgewiesen.

plus fortes hausses, bien que relatives, concernent la carbamazépine (de 15,9 % en 2016 à 16,1 % en 2024) et la lamotrigine (de 7,0 % à 12 %). La plus forte baisse observée est attribuée à l'hydrochlorothiazide (de 1,2 % à 0,4 %).

Quant aux dépassements de valeurs seuils transfrontalières, le constat est relativement similaire à celui des quantifications : trois substances présentent de rares dépassements de valeurs seuil sur les deux périodes de projet, avec des évolutions peu marquées : la carbamazépine (de 0,5 % en 2016 à 0,9 % en 2024), le sulfaméthoxazole (de 1,3 à 2,8 %) et l'acide amidotrizoique (de 0,6 à 0,6 %). La metformine présentait des dépassements de sa valeur seuil uniquement en 2016 (0,4 %).

Der Vergleich der Bestimmungshäufigkeiten zwischen den beiden Projektzeiträumen zeigt keine deutliche Änderung. Die stärksten Anstiege betreffen Carbamazepin (von 15,9 % im Jahr 2016 auf 16,1 % im Jahr 2024) und Lamotrigin (von 7,0 % auf 12 %). Der größte Rückgang ist bei Hydrochlorothiazid zu beobachten (von 1,2 % auf 0,4 %).

Bei den Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte ist das Bild ähnlich wie bei den Bestimmungshäufigkeiten: Für drei Substanzen wurden in beiden Projektzeiträumen wenige Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte mit sehr geringer festgestellt: Carbamazepin (von 0,5 % im Jahr 2016 auf 0,9 % im Jahr 2024), Sulfamethoxazol (von 1,3 % auf 2,8 %) und Amidotrizoesäure (von 0,6 % auf 0,6 %). Metformin überschritt den Schwellenwert nur 2016 (0,4 %).

Code Sandre (FR)	N°CAS CAS-Nummer	Paramètre Parameter	LQ harmonisée 2016-2024 par partenaire (µg/L) Harmonisierte BG 2016–2024 pro Partner (µg/L)					
			AL	BW	HE	RP	BS	BL
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	0,005	0,05	0,05	0,05	0,001	0,001
5349	15307-86-5	Diclofenac	0,01	0,01	0,05	0,05	0,003	0,005
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	0,1	0,03				
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	0,02	0,05		0,05	0,025	0,01
5353	22071-15-4	Ketoprofen(e)	0,01	0,03		0,05		
5354	103-90-2	Paracetamol	0,02	0,05		0,05	0,01	0,01
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	0,005	0,02	0,05	0,05	0,01	0,01
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	0,01	0,02			0,001	0,001
5361	29122-68-7	Atenolol	0,005	0,02			0,01	0,01
5362	37350-58-6	Metoprolol	0,005	0,02		0,05	0,001	0,001
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	0,005	0,05		0,05		0,005
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	0,02	0,05	0,1		0,15	0,15
5408	882-09-7	Acide clofibrique Clofibrinsäure	0,005	0,03	0,05	0,05		
6522	114-07-8	Erythromycin(e)	1	1		0,05		
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	0,005			0,05	0,001	0,001
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque Amidotrizoesäure	0,1	0,05	0,1	0,1		
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	0,02	0,02				
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	0,01			0,05	0,01	0,01
6755	657-24-9	Metformin(e)	1		0,05		0,005	0,005
7049	60208-45-9	RS-iopamidol	0,1	0,03	0,1			
7597	58955-93-4	10,11-dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazepin(e)	0,005	0,01			0,005	0,005
7894	56392-14-4	Atenolol acide Atenololsäure	0,01					
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	0,005				0,005	0,005

Tableau 5.12 : Liste des 23 substances pharmaceutiques communes aux campagnes 2016 et 2024, et des limites de quantification harmonisées entre les deux années, par partenaire

Tabelle 5.12: Liste der in den Kampagnen 2016 und 2024 untersuchten 23 pharmazeutischen Substanzen sowie der zwischen den beiden Jahren vereinheitlichten Bestimmungsgrenzen nach Partner

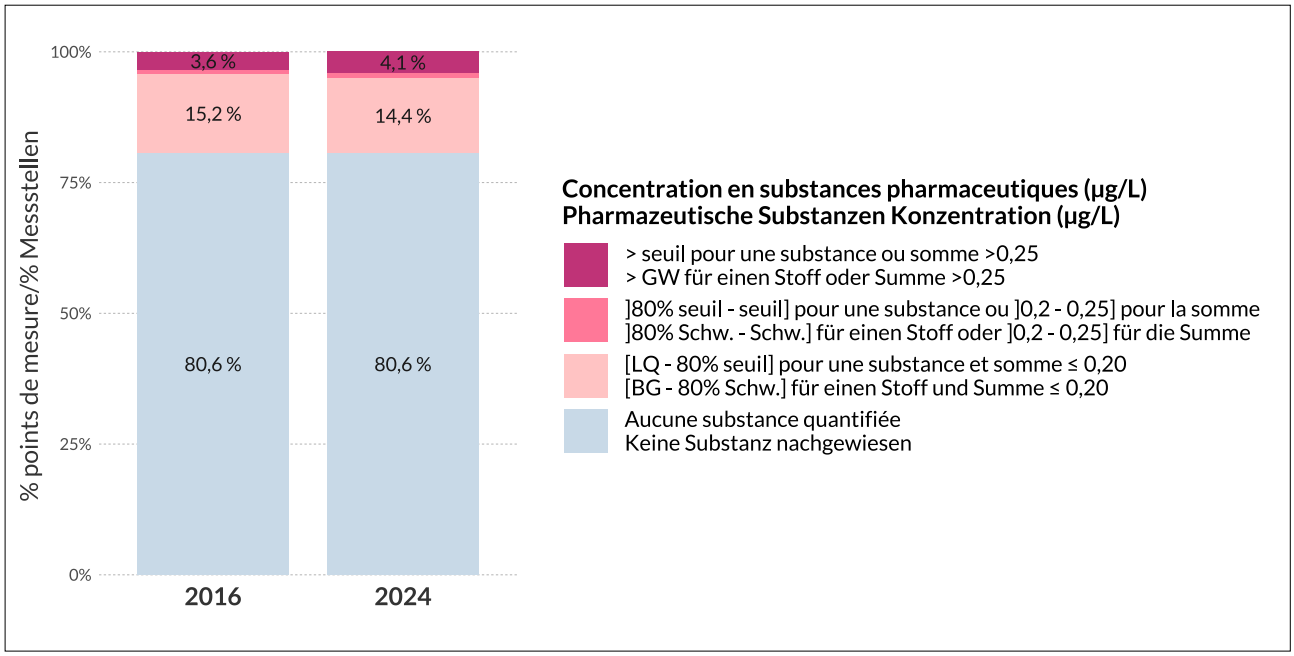


Figure 5.28 : Évolution 2016-2024 des classes de concentration et des fréquences de quantification et de dépassement de valeur seuil transfrontalière pour la somme des substances pharmaceutiques

Abbildung 5.28: Entwicklung 2016–2024 der Konzentrationsklassen nach Häufigkeit der Quantifizierung und Überschreitung der grenzüberschreitenden Schwellenwerte der pharmazeutischen Substanzen

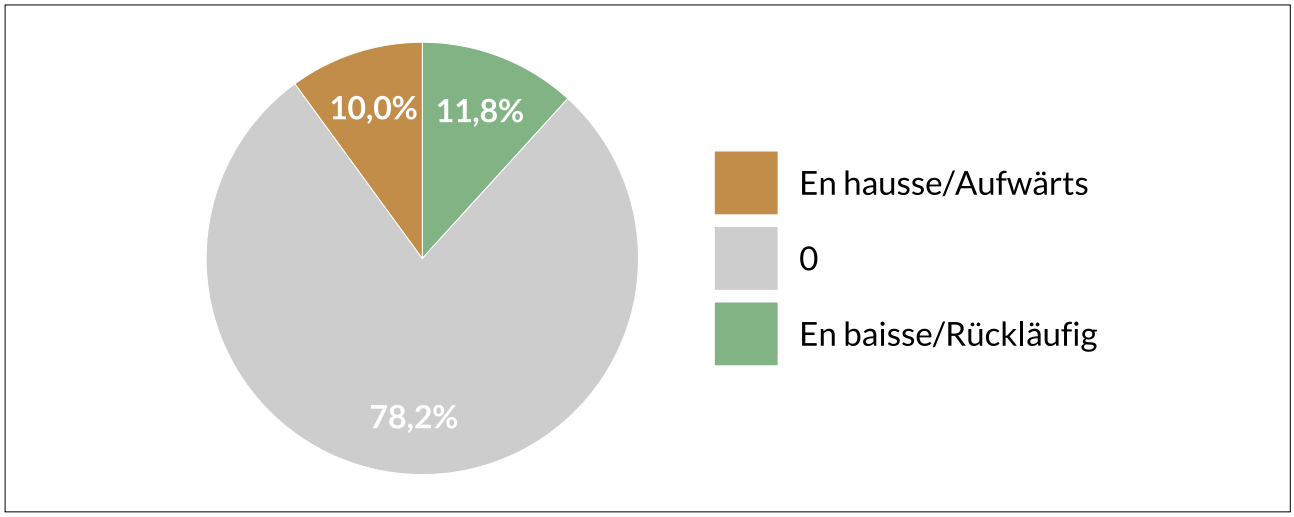


Figure 5.29 : Évolution 2016-2024 de la somme totale en substances pharmaceutiques

Abbildung 5.29: Entwicklung 2016–2024 der Gesamtsumme der pharmazeutischen Substanzen

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Substances pharmaceutiques
Evolution 2016-2024 de la somme des concentrations

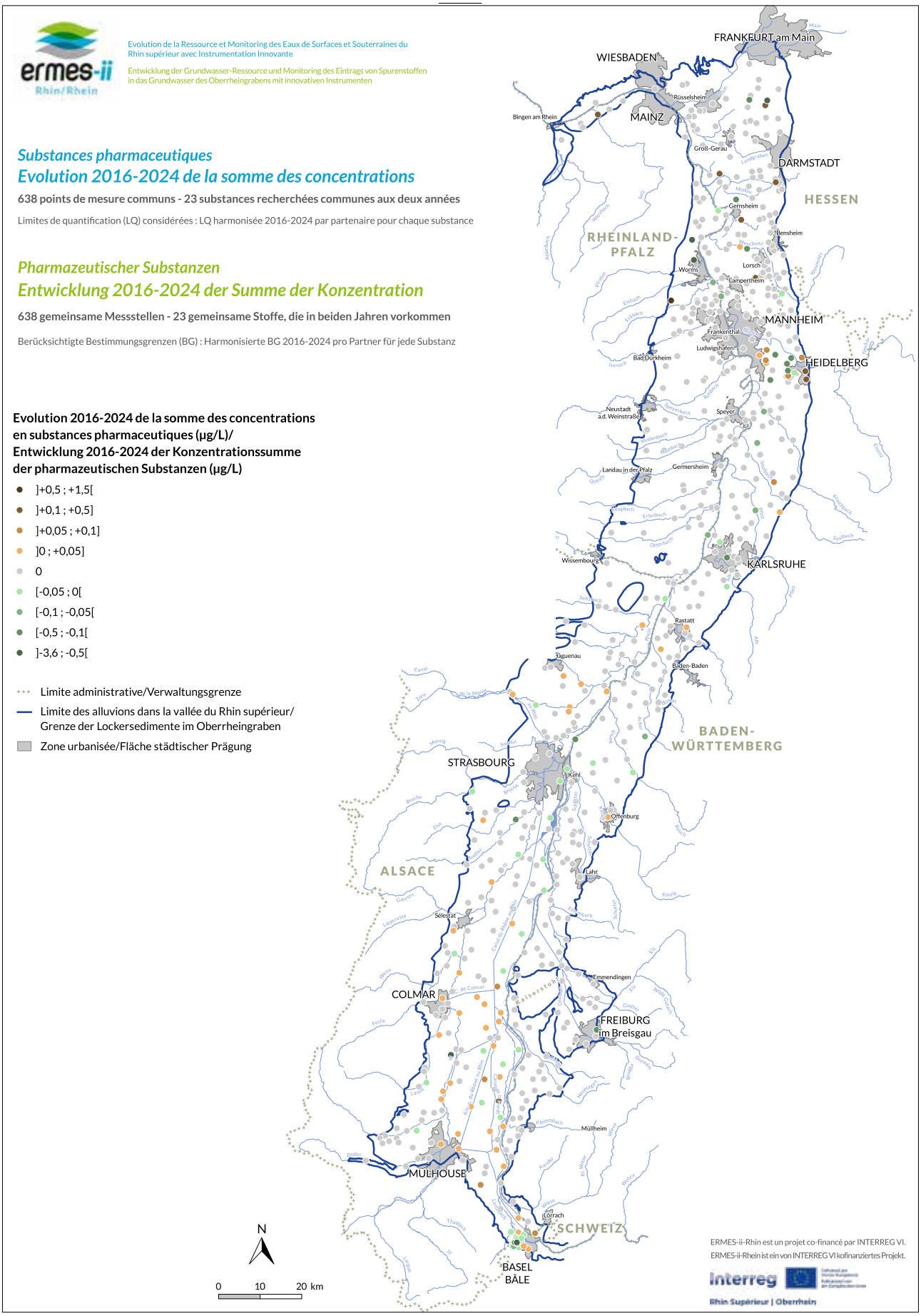
638 points de mesure communs - 23 substances recherchées communes aux deux années

Limites de quantification (LQ) considérées : LQ harmonisée 2016-2024 par partenaire pour chaque substance

Pharmazeutischer Substanzen
Entwicklung 2016-2024 der Summe der Konzentration

638 gemeinsame Messstellen - 23 gemeinsame Stoffe, die in beiden Jahren vorkommen

Berücksichtigte Bestimmungsgrenzen (BG) : Harmonisierte BG 2016-2024 pro Partner für jede Substanz



Carte 5.13 : Évolution 2016-2024 de la somme totale en substances pharmaceutiques

Karte 5.13: Entwicklung 2016–2024 der Gesamtsumme der pharmazeutischen Substanzen

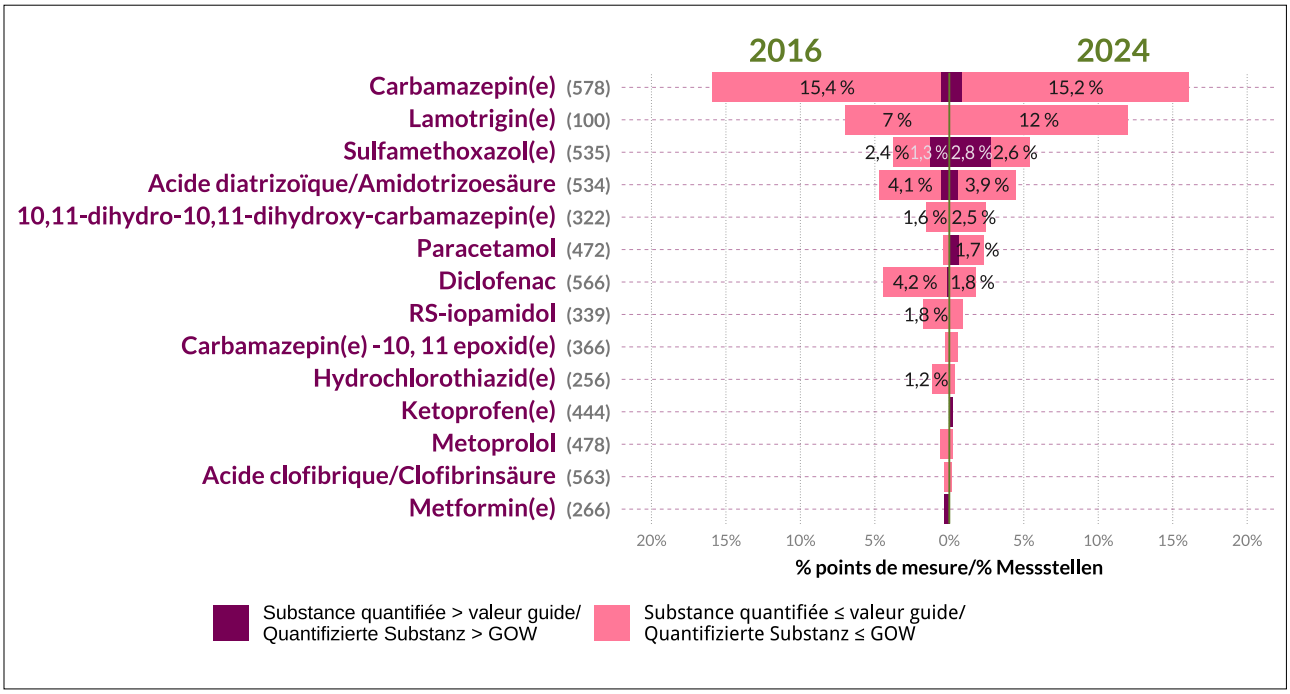


Figure 5.30 : Évolution 2016-2024 des fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières pour les 13 substances pharmaceutiques quantifiées au moins une fois sur l'une des deux périodes parmi les 23 substances communes

[Aide à la lecture du graphique : voir **chapitre 4, partie 4.2.4.**]

Abbildung 5.30: Entwicklung 2016–2024 der Bestimmungshäufigkeit und der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für die 13 pharmazeutischen Substanzen, die mindestens einmal in einem der beiden Zeiträume von den 23 gemeinsamen Substanzen quantifiziert wurden

[Erläuterung der Grafik: siehe **Kapitel 4, Teil partie 4.2.4.**]

5.5.5. Focus par région

Alsace

Les 28 substances communes de la liste transfrontalière ont été recherchées en nappe d'Alsace sur un sous-réseau de 205 points de mesure. Deux substances, la metformine et l'acide amidotrizoïque ont été ciblées sur l'ensemble du réseau de mesure (524 points), pour des raisons exclusivement analytiques. L'interprétation des résultats est effectuée à partir du réseau à 205 points de mesure.

Au moins une substance a été détectée sur 40 % des échantillons prélevés (**Figure 5.27**). S'agissant des niveaux de concentration, 11,2 % des points de mesure enregistrent un dépassement des valeurs seuils transfrontalières prises en compte.

La contamination est prédominante dans le sud du Haut-Rhin (**Carte 5.11**), entre Colmar et Mulhouse, notamment le long des cours d'eau et canaux : Thur, Ill, ancien canal du Rhône au Rhin, canaux de la Hardt, et Mulbach. La position perchée de ces rivières (ou canaux) par rapport à la nappe phréatique et la forte perméabilité des alluvions sur lesquelles elles s'écoulent, engendrent des pertes importantes par infiltration. Ce phénomène constitue une voie d'entrée des contaminants transportés dans les eaux de surface.

5.5.5. Fokus nach Partnerregion

Elsass

Die 28 gemeinsamen Substanzen der grenzüberschreitenden Liste wurden im Grundwasser des Elsass in einem 205 Messstellen umfassenden Teilmessnetz untersucht. Aus rein analytischen Gründen wurden zwei Substanzen, Metformin und Amidotrizoesäure, im gesamten Messnetz (524 Messstellen) untersucht. Der Ergebnisinterpretation liegt das Messnetz mit 205 Messstellen zugrunde.

In 40 % der entnommenen Proben war mindestens eine Substanz nachweisbar (**Abbildung 5.27**). Die Konzentrationen überschritten den grenzüberschreitenden Schwellenwert an 11,2 % der Messstellen.

Positivbefunde waren vor allem im Süden des Departements Haut-Rhin (**Karte 5.11**) zwischen Colmar und Mulhouse zu beobachten, insbesondere entlang von Flüssen und Kanälen: Thur, Ill, ehemaliger Rhône-Rhein-Kanal, Kanäle der Hardt und Mulbach. Die erhöhte Lage dieser Flüsse (oder Kanäle) im Verhältnis zum Grundwasserspiegel und die hohe Durchlässigkeit der Schwemmböden, auf denen sie fließen, führen zu erheblichen Sickerverlusten. Diese Infiltrationen stellen einen Eintrittsweg für die in den Oberflächengewässern mitgeführten Schadstoffe dar.

Au nord de Strasbourg, à proximité des cours d'eau (Rhin, Zorn, Moder), les eaux souterraines sont également affectées par la présence de résidus pharmaceutiques, parfois à des concentrations supérieures aux valeurs seuils.

Au total, 15 des 28 substances recherchées ont été retrouvées (**Annexe 2**).

Trois substances sont individuellement détectées sur plus de 10 % des points de mesure : la carbamazépine (35 %), le sulfaméthoxazole (17,6 %) et la lamotrigine (14,6 %), avec une LQ de 0,005 µg/L pour les trois composés.

Seules deux substances, le sulfaméthoxazole et le paracétamol ont des concentrations individuelles supérieures à leur valeur seuil, sur respectivement 8,3 et 0,5 % des analyses effectuées.

Sur le plan de la diversité de substances par échantillon d'eau, les résultats montrent que 20,5 % des points de mesure présentent un cocktail d'au moins trois substances pharmaceutiques différentes.

Des concentrations élevées sont observées aux points de mesure de la plaine haut-rhinoise, de Colmar à Mulhouse, et au nord de Strasbourg.

Au maximum, sept substances différentes ont été simultanément identifiées au sud de Cernay, en rive droite de la Thur. C'est la deuxième plus forte diversité sur l'ensemble de l'aquifère du Rhin supérieur.

L'analyse comparative des résultats (substances et points de mesure communs), entre 2016 et 2023, montre peu d'évolution d'une année de référence à l'autre.

Les fréquences de quantification (+0,5 %) et de dépassement des valeurs seuils (+1,4 %) varient très peu.

Comme en 2016, la plaine haut-rhinoise entre Colmar et Mulhouse, ainsi que le nord de Strasbourg, présentent une contamination accrue par rapport au reste de la nappe d'Alsace.

L'analyse géographique indique que la somme des concentrations (charge totale sans référence aux valeurs seuils) augmente très légèrement de l'ordre de 0,02 µg/L, au droit de la plaine haut-rhinoise et sur quelques points dispersés au nord de Strasbourg, soit les deux secteurs les plus contaminés. Dans le même temps, quelques points dispersés au sud de Strasbourg et à l'est de Guebwiller présentent des sommes de concentration un peu plus faibles qu'en 2016, également de l'ordre de 0,02 µg/L. Globalement, la charge totale présente une évolution très limitée, indiquant une stabilité des concentrations à l'échelle de l'Alsace.

Bade-Wurtemberg

Entre 218 et 232 points de mesure ont été analysés pour détecter la présence de 25 médicaments et deux produits de contraste radiographiques.

Sur les 27 substances individuelles recherchées, 13 ont été quantifiées. Sur 77 points de mesure, au moins une substance a

Auch nördlich von Straßburg, in der Nähe von Flüssen (Rhein, Zorn, Moder), ist das Grundwasser durch Arzneimittelrückstände belastet, deren Konzentrationen teilweise über den Schwellenwerten liegen.

Insgesamt wurden 15 der 28 untersuchten Substanzen nachgewiesen (**Anhang 2**).

Drei Substanzen wurden einzeln an mehr als 10 % der Messstellen gefunden: Carbamazepin (35 %), Sulfamethoxazol (17,6 %) und Lamotrigin (14,6 %), die Bestimmungsgrenze lag für die drei Verbindungen bei 0,005 µg/L.

Nur zwei Substanzen, Sulfamethoxazol und Paracetamol, wiesen in 8,3 % bzw. 0,5 % der Analysen einzelne Konzentrationen über ihrem Schwellenwert auf.

In Bezug auf die Stoffvielfalt in den einzelnen Wasserproben zeigen die Ergebnisse, dass 20,5 % der Messstellen ein Stoffgemisch aus mindestens drei verschiedenen pharmazeutischen Substanzen aufwiesen.

Hohe Konzentrationen wurden an Messstellen in den beiden Gebieten Ebene im Dep. Haut-Rhin von Colmar bis Mulhouse und nördlich von Straßburg beobachtet.

Die größte Vielzahl gleichzeitig vorhandener Substanzen (7) wurde im Süden von Cernay, am rechten Ufer der Thur, nachgewiesen. Dabei handelt es sich um das Stoffgemisch mit der zweitgrößten Vielfalt im gesamten Oberrheingraben.

Ein Vergleich der Ergebnisse von 2016 und 2023 (bei konsistenten Substanzen und Messstellen) zeigt wenig Veränderung zwischen den beiden Referenzjahren.

Die Bestimmungshäufigkeiten (+0,5 %) und die Überschreitungen der Schwellenwerte (+1,4 %) variieren nur sehr geringfügig.

Wie bereits 2016 waren in der Tiefebene im Departement Haut-Rhin zwischen Colmar und Mulhouse sowie im Norden von Straßburg höhere Konzentrationen zu beobachten als im Rest des elsässischen Grundwassers.

Die räumliche Analyse zeigt einen sehr leichten Anstieg der Summenkonzentrationen (Gesamtbelastung ohne Bezugnahme auf Schwellenwerte) um 0,02 µg/L in der Tiefebene des Haut-Rhin und an einigen verstreuten Messstellen nördlich von Straßburg, den beiden am stärksten kontaminierten Gebieten. Gleichzeitig wiesen einige vereinzelte Messstellen südlich von Straßburg und östlich von Guebwiller etwas geringere Summenkonzentrationen als 2016 auf, ebenfalls in der Größenordnung von 0,02 µg/L. Insgesamt deutet die sehr geringfügige Veränderung der Gesamtbelastung auf unveränderte Konzentrationen im gesamten Elsass hin.

Baden-Württemberg

Eine Anzahl von 218 bis 232 Messstellen wurden auf 25 Medikamente und zwei Röntgenkontrastmittel untersucht.

Von den 27 untersuchten Einzelstoffen konnten 13 Stoffe nachgewiesen werden. An 77 Messstellen konnte mindestens

été trouvée à des concentrations comprises entre 0,01 µg/L et 0,84 µg/L.

Les produits pharmaceutiques les plus fréquemment quantifiés sont les suivants :

— acide amidotrizoïque : 54 points de mesure (23,9 %) ;
— carbamazépine : 29 points de mesure (12,5 %) ;
— primidone : 19 points de mesure (8,4 %) ;
— candesartan : 16 points de mesure (7,2 %) ;
— lamotrigine : 12 points de mesure (5,3 %) ;
— sulfaméthoxazole : 10 points de mesure (4,3 %).

Ces quantifications proviennent de points de mesure situés principalement dans des zones urbaines et industrielles. Elles sont plus fréquentes dans les zones d'infiltration des cours d'eau en amont des rejets des stations d'épuration. Des produits pharmaceutiques ont été détectés de manière sporadique, généralement en faible concentration, dans des zones rurales ou agricoles.

Cinq à huit produits pharmaceutiques différents ont été retrouvés sur 11 points de mesure. Ceux-ci se situent en partie le long du Rhin, d'autres cours d'eau ou dans des zones urbaines susceptibles d'être polluées par les effluents des stations d'épuration ou les eaux usées. Cette hypothèse se confirme quand on retrouve les concentrations élevées d'EDTA, d'édulcorants, de benzotriazole et de potassium sur ces mêmes points de mesure.

Deux points de mesure présentent respectivement sept et huit substances détectées qui avaient déjà été identifiées en 2016. À l'époque, les experts avaient émis l'hypothèse que l'infiltration d'eaux usées traitées dans le Saalbach contribuait à la pollution des eaux souterraines. La détection de sept produits pharmaceutiques en 2023 à la station de mesure locale confirme cette hypothèse.

Le point de mesure présentant le nombre le plus élevé de substances individuelles (8) dans la région de Schwetzingen avait déjà suscité des interrogations à l'époque et ces questionnements sont toujours d'actualité. Ce point de mesure subit l'influence d'une canalisation d'eaux usées, du cours d'eau Leimbach et de la présence d'une clinique. En 2016, des concentrations très élevées en produits pharmaceutiques ont été mesurées sur ce point. Pour la carbamazépine, la GOW de l'époque (0,4 µg/L) a été dépassée. En 2023, la concentration en carbamazépine la plus élevée de la zone du projet (0,16 µg/L) avait également été retrouvée sur ce point de mesure.

Le candésartan est la seule substance pharmaceutique à dépasser la GOW et à atteindre la concentration maximale mesurée de 0,84 µg/L sur ce point de mesure. Le sulfaméthoxazole présentait également la concentration la plus élevée (0,021 µg/L) sur ce point de mesure. Outre ces concentrations élevées de produits pharmaceutiques, des concentrations élevées de potassium, d'EDTA et d'édulcorants ont également été mesurées sur ce point, preuve que les eaux usées ont une influence.

ein Stoff in Konzentrationen von 0,01 µg/L bis 0,84 µg/L gemessen werden. Folgende Pharmazeutika wurden am häufigsten nachgewiesen:

— Amidotrizoesäure: 54 Messstellen (23,9 %)
— Carbamazepin: 29 Messstellen (12,5 %)
— Primidon: 19 Messstellen (8,4 %)
— Candesartan: 16 Messstellen (7,2 %)
— Lamotrigin: 12 Messstellen (5,3 %)
— Sulfamethoxazol: 10 Messstellen (4,3 %).

Messstellen mit Positivbefunden lagen hauptsächlich in Siedlungs- und Industriegebieten. Nachweise traten vermehrt in Infiltrationsbereichen von Flüssen mit oberstromig liegenden Kläranlageneinläufen auf. Vereinzelt wurden Pharmazeutika - meist in geringen Konzentrationen - in ländlichen oder landwirtschaftlichen Bereichen nachgewiesen.

An 11 Messstellen wurden fünf bis acht verschiedene Pharmazeutika nachgewiesen. Diese befanden sich teils entlang des Rheins, an anderen Flüssen oder in Siedlungsgebieten mit vermuteten Belastungen durch Kläranlageneinläufe oder Abwassereinwirkung. Dies wird bestätigt durch erhöhte Konzentrationen von EDTA, Süßstoffen, Benzotriazol und Kalium an den gleichen Messstellen.

Zwei Messstellen mit jeweils sieben und acht nachgewiesenen Stoffen waren bereits 2016 auffällig. Fachlich wurde damals vermutet, dass die Infiltration von gereinigtem Abwasser im Saalbach zu einer Belastung des Grundwassers beiträgt. Der Nachweis von sieben Pharmazeutika 2023 an der dortigen Messstelle bestätigt die Experteneinschätzung 2016.

Auch die Messstelle mit der höchsten nachgewiesenen Anzahl von acht Einzelstoffen im Raum Schwetzingen war damals wie heute auffällig. Sie unterliegt Beeinflussungen aus einem Abwasserkanal, aus dem Fließgewässer Leimbach sowie einem Klinikgelände. 2016 wurden sehr hohe Konzentrationen der Pharmazeutika an dieser Messstelle gemessen. Bei Carbamazepin war der damalige GOW mit 0,4 µg/L überschritten. 2023 wurde an dieser Messstelle ebenfalls die höchste Carbamazepin-Konzentration im Projektgebiet, mit 0,16 µg/L gemessen.

Candesartan hatte an dieser Messstelle die einzige GOW-Überschreitung und maximale gemessene Konzentration dieser Stoffgruppe von 0,84 µg/L. Auch Sulfamethoxazol wies an dieser Messstelle die höchste Konzentration (0,021 µg/L) auf. Neben diesen hohen Konzentrationen an Pharmazeutika wurden auch hohe Konzentrationen von Kalium, EDTA und Süßstoffen gemessen. Dies belegt die Beeinflussung durch Abwasser.

Der am häufigsten nachgewiesene Stoff Amidotrizoesäure wurde, wie 2016, mit seiner höchsten Konzentration von 0,7 µg/L in einer Grünanlage in Freiburg nachgewiesen. Eine Beeinflussung durch Abwasser konnte durch erhöhte Konzentrationen von Abwasserindikatoren nicht festgestellt werden. Als Quellen werden mehrere Kliniken in Nähe dieser Messstelle vermutet.

Comme en 2016, la substance la plus fréquemment détectée, l'acide amidotrizoïque, a été mesurée à sa concentration la plus élevée (0,7 µg/L) dans un espace vert à Fribourg. Des concentrations élevées d'indicateurs associés aux eaux usées n'ont pas permis de prouver l'incidence des eaux usées sur le milieu. Plusieurs cliniques proches de ce point de mesure pourraient être à l'origine de ce phénomène.

La concentration totale de 0,25 µg/L est dépassée sur cinq points de mesure. Ces points présentent parfois des concentrations élevées d'indicateurs de pollution des eaux usées tels que le potassium, l'EDTA ou les édulcorants. La présence de ces substances laisse penser que les eaux usées non traitées exercent une influence sur le milieu. Les points de mesure affichant des valeurs inhabituelles mais sans indication de pollution par les eaux usées dans les grandes zones urbaines et industrielles se trouvent à proximité de grands hôpitaux.

Hesse

Dans la partie hessoise de la zone d'étude, l'analyse a porté sur dix substances pharmaceutiques au total. Le nombre de points de mesure étudiés varie entre 73 et 170 selon la substance recherchée. Les détections concernent principalement les zones proches des eaux de surface. Les valeurs seuils transfrontalières sont dépassées sur 4,7 % des points pour la carbamazépine, sur 1,8 % des points pour le diclofénac, sur 1,2 % des points pour l'acide amidotrizoïque et sur 0,6 % des points pour le RS-iopamidol et le sulfaméthoxazole. Les concentrations maximales sont de 0,576 µg/L pour la carbamazépine, de 0,847 µg/L pour le diclofénac, de 2,414 µg/L pour l'acide amidotrizoïque, pour le RS-iopamidol de 6,657 µg/L et pour le sulfaméthoxazole de 0,16 µg/L. Le RS-iopamidol, produit de contraste radiographique, a été retrouvé sur 170 points de mesure au cours de la période. Dans ERMES-Rhin 2016, la concentration maximale retrouvée sur 82 points de mesure s'élevait à 0,172 µg/L. Il s'agit là d'une augmentation non négligeable.

Rhénanie-Palatinat

Dans la zone d'étude en Rhénanie-Palatinat, 89 points de mesure proches de la surface ont été analysés pour détecter la présence de 26 médicaments différents. Neuf substances ont été retrouvées. Les détections les plus fréquentes concernent les antiépileptiques carbamazépine (n = 7) et primidone (n = 5). Des dépassements de la valeur seuil transfrontalière respective ont été constatés pour la carbamazépine (n = 2), l'agent de contraste radiographique acide amidotrizoïque (n = 1) et l'antiépileptique lamotrigine (n = 1).

Les quantifications concernent 14 points de mesure. Sur le point présentant la concentration totale la plus élevée (1 486 Dirmstein, sur le site pilote), trois substances différentes ont été retrouvées (acide amidotrizoïque : 2,02 µg/L, carbamazépine : 0,45 µg/L, primidone : 0,11 µg/L). Au point de mesure avec la deuxième concentration totale la plus

Eine Überschreitung der Gesamtkonzentration von 0,25 µg/L wurde an fünf Messstellen gemessen. Sie zeigten teils Belastungen durch hohe Konzentrationen von Abwasserindikatoren wie Kalium, EDTA oder Süßstoffen. Dies legt den Einfluss von ungereinigtem Abwasser nahe. Auffällige Messstellen ohne Hinweise auf eine Abwasserbelastung in großen Siedlungs- und Industriegebieten liegen in der Nähe zu Großkliniken.

Hessen

Insgesamt wurden im hessischen Oberrheingraben die Grundwassermessstellen auf zehn pharmazeutische Substanzen untersucht. Die Anzahl der untersuchten Grundwassermessstellen variiert je nach untersuchter Substanz zwischen 73 und 170 Messstellen. Positivbefunde treten überwiegend in den Bereichen von Oberflächengewässern auf. Überschreitungen der grenzübergreifenden Schwellenwerte gab es an 4,7 % der untersuchten Messstellen für den Wirkstoff Carbamazepin, an 1,8 % der Messstellen für Diclofenac, an 1,2 % der Messstellen für die Amidotrizoesäure und an jeweils 0,6 % der Messstellen für RS-Iopamidol und Sulfamethoxazol. Die gemessenen Maximalkonzentrationen waren für Carbamazepin 0,576 µg/L, für Diclofenac 0,847 µg/L, für die Amidotrizoesäure 2,414 µg/L, für RS-Iopamidol 6,657 µg/L und für Sulfamethoxazol 0,16 µg/L. Auffällig ist die Zunahme des Röntgenkontrastmittels RS-Iopamidol, das im aktuellen Projektzeitraum an 170 Grundwassermessstellen untersucht wurde. In ERMES-Rhein 2016 lag die maximal gemessene Konzentration an insgesamt 82 untersuchten Grundwassermessstellen bei 0,172 µg/L.

Rheinland-Pfalz

Im rheinland-pfälzischen Anteil des Oberrheingrabens wurden 89 oberflächennahe Grundwassermessstellen auf 26 verschiedene Arzneimittel untersucht. Es wurden neun Substanzen nachgewiesen. Die häufigsten positiven Befunde werden für die Antiepileptika Carbamazepin (n = 7) und Primidon (n = 5) verzeichnet. Überschreitungen des jeweiligen grenzüberschreitenden Schwellenwerts finden sich bei Carbamazepin (n = 2), bei dem Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure (n = 1) und bei dem Antiepileptikum Lamotrigin (n = 1).

Betroffen von den positiven Befunden sind 14 Messstellen, wobei an der Messstelle mit der höchsten Summenkonzentration (1.486 Dirmstein, im Pilotgebiet) drei verschiedene Substanzen (Amidotrizoesäure: 2,02 µg/L, Carbamazepin: 0,45 µg/L, Primidon: 0,11 µg/L) nachgewiesen werden. An der Messstelle mit der zweithöchsten Summenkonzentration (2.088 Ingelheim am Rhein) werden sechs verschiedene Substanzen (Lamotrigin: 0,32 µg/L, Carbamazepin: 0,31 µg/L, Diclofenac: 0,3 µg/L, Primidon: 0,11 µg/L, Valsartan: 0,10 µg/L, Sulfamethoxazol: 0,065 µg/L) nachgewiesen. Die Funde sind auf influente Verhältnisse im

élevée (2088 Ingelheim am Rhein), six substances différentes ont été relevées (lamotrigine : 0,32 µg/L, carbamazépine : 0,31 µg/L, diclofénac : 0,3 µg/L, primidone : 0,11 µg/L, valsartan : 0,10 µg/L, sulfaméthoxazole : 0,065 µg/L). Ces résultats s'expliquent par les conditions d'influence dans la zone des eaux de surface transportant les eaux usées.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

Sur les 29 médicaments analysés dans le canton de Bâle-Ville, six substances ont été retrouvées :

— carbamazépine : tous les points de mesure ont une concentration comprise entre 1 et 14 ng/L ;
— candesartan (17/19) ;
— sulfaméthoxazole (13/19) ;
— lamotrigine (9/19) ;
— tramadol et citalopram sur un point de mesure.

En 2016, la carbamazépine était également la substance la plus fréquemment détectée (97 %), tandis que le diclofénac (encore présent sur 56 % des points de mesure en 2016) n'était présent sur aucun point de mesure.

Au moins une substance pharmaceutique a été détectée sur les 17 points de mesure du canton de Bâle-Campagne. Les cinq substances les plus fréquemment quantifiées sont les suivantes : carbamazépine (100 %), acide amidotriazoïque (82 %), candésartan (53 %), sulfaméthoxazole (35 %) et lamotrigine (24 %).

Lors de la campagne ERMES-Rhin 2016, la carbamazépine avait déjà été retrouvée sur 97 % des points de mesure. En revanche, d'autres produits pharmaceutiques comme le diclofénac sont beaucoup moins fréquents cette fois-ci (6 % contre 56 %) et le métoprolol n'apparaît pas du tout (9 % il y a huit ans).

Une diffusion à grande échelle ne signifie pas pour autant que le micropolluant est présent en concentrations élevées. La carbamazépine est présente à des concentrations d'environ 4 ng/L, l'acide amidotriazoïque à une moyenne de 17 ng/L. Certains prélèvements isolés affichent des valeurs beaucoup plus élevées comme la lamotrigine à 140 ng/L et la gabapentine à 47 ng/L. Des rejets locaux peuvent expliquer ces valeurs.

Sur les 35 produits pharmaceutiques recherchés, 10 ont été retrouvés. Ces substances proviennent certainement de fuites dans les canalisations car il n'y a ni station d'épuration ni eaux de surface infiltrées dans la zone étudiée.

Bereich von abwasserführenden Oberflächengewässern zurückzuführen.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

Von den insgesamt 29 im Kanton Basel-Stadt untersuchten Arzneimitteln, konnten sechs Substanzen nachgewiesen werden:

— Carbamazepin an allen Messstellen mit Konzentration von 1 – 14 ng/L
— Candesartan (17/19)
— Sulfamethoxazol (13/19)
— Lamotrigin (9/19)
— Tramadol und Citalopram an einer Messtelle.

2016 wurde Carbamazepin (97 %) ebenfalls am häufigsten nachgewiesen, wohingegen Diclofenac (2016 noch an 56 % der Messtellen) in keiner Messstelle nachweisbar war.

An allen 17 Messstellen im Kanton Basel-Landschaft konnte mindestens eine pharmazeutische Substanz nachgewiesen werden. Am häufigsten wurden die folgenden fünf Substanzen quantifiziert: Carbamazepin (100 %), Amidotrizoesäure (82 %), Candesarten (53 %), Sulfamethoxazol (35 %) und Lamotrigin (24 %).

Bereits bei der Kampagne ERMES-Rhein 2016 war Carbamazepin an 97 % der Messstellen detektiert worden. Hingegen sind andere Pharmazeutika wie Diclofenac in der aktuellen Kampagne viel seltener vertreten (6 % gegenüber 56 %), und Metoprolol konnte gar nicht nachgewiesen werden, gegenüber 9 % vor acht Jahren.

Eine großräumige Verbreitung bedeutet noch nicht, dass der Spurenstoff in hohen Konzentrationen vorkommt. Carbamazepin lag mit Konzentrationen um 4 ng/L vor, Amidotrizoesäure im Mittel um 17 ng/L. Einzelbefunde von Lamotrigin mit 140 ng/L und Gabapentin mit 47 ng/L zeigen viel höhere Werte an. Diese scheinen auf lokale Einträge zurückzuführen zu sein.

Von den 35 untersuchten Pharmazeutika konnten 10 nachgewiesen werden. Da es im Untersuchungsgebiet keine Kläranlage und kein infiltrierendes Oberflächengewässer gibt, müssen diese Substanzen aus lecken Kanalisationen stammen.

5.6.

Édulcorants

Les édulcorants alimentaires sont détectés sur l'ensemble de l'aquifère du fossé rhénan, principalement en milieux urbains et industriels, et dans les zones d'échanges avec les eaux superficielles. Comme en 2016, l'acésulfame reste l'édulcorant le plus occurrent, en étant quantifié sur 45 % des points de mesure. Les édulcorants recherchés sont considérés comme des indicateurs des eaux usées.

5.6.1.

Généralités

Caractéristiques générales

Les édulcorants sont des additifs alimentaires, d'origine naturelle ou synthétique, utilisés pour leur pouvoir sucrant.

Les quatre édulcorants étudiés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin sont des édulcorants intenses artificiels. Un édulcorant intense possède un pouvoir sucrant largement supérieur à celui du sucre de table (saccharose), allant de 30 fois pour le cyclamate à 600 fois pour le sucralose (**Tableau 5.13**).

Usages et fonctions

Les édulcorants intenses sont essentiellement utilisés dans les boissons, les aliments et les médicaments. Le plus souvent, ils sont associés les uns avec les autres afin d'obtenir un goût agréable.

Dans une étude française (OQALI, 2024), 2,4 % des 39 000 produits transformés étudiés contenaient des édulcorants intenses, notamment les confiseries (19 % d'entre elles), les boissons sans alcool (17 %) et les sirops à diluer (11 %). L'acésulfame K est l'édulcorant intense le plus utilisé, retrouvé sur 69 % des produits édulcorés (soit 1,6 % de l'ensemble des produits transformés analysés). Le sucralose est également largement utilisé, retrouvé dans 55 % des produits édulcorés (1,5 % des produits transformés). Le cyclamate et la saccharine ont été retrouvés respectivement dans 5 % et 3 % des produits édulcorés.

L'utilisation d'édulcorants a significativement diminué dans les produits entre les années 2010 et 2020 (OQALI, 2024), notamment l'acésulfame K (-0,8 %), le cyclamate et la saccharine (-0,2 %). À l'inverse, l'utilisation de sucralose a augmenté de 0,5 %.

Certains édulcorants (saccharine) sont aussi utilisés dans l'élevage (ex : porcs) pour améliorer l'appétence des aliments.

5.6.

Süßstoffe

Süßstoffe sind im gesamten Grundwasserleiter des Oberrheingrabens nachweisbar, vor allem in städtisch und industriell geprägten Gebieten sowie in Bereichen, in denen eine Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern stattfindet. Wie bereits 2016 war Acesulfam mit Positivbefunden an 45 % der Messstellen der am häufigsten nachgewiesene Süßstoff. Die untersuchten Süßstoffe gelten als Abwassermarker.

5.6.1.

Einleitung

Allgemeine Merkmale

Süßstoffe sind Lebensmittelzusatzstoffe natürlichen oder synthetischen Ursprungs, die aufgrund ihrer Süßkraft verwendet werden.

Bei den vier im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten Süßstoffen handelt es sich um synthetisch hergestellte Intensivsüßstoffe, die im Vergleich zu Haushaltszucker (Saccharose) eine deutlich höhere Süßkraft besitzen. Sie reicht von 30-fach bei Cyclamat bis 600-fach bei Sucralose (**Tabelle 5.13**).

Verwendung und Funktionen

Intensivsüßstoffe werden hauptsächlich in Getränken, Lebensmitteln und Medikamenten verwendet, meist miteinander kombiniert, um einen angenehmen Geschmack zu erzielen.

In einer französischen Studie (OQALI, 2024) enthielten 2,4 % der 39.000 untersuchten verarbeiteten Produkte intensive Süßstoffe, darunter Süßwaren (19 %), alkoholfreie Getränke (17 %) und Sirupe zum Verdünnen (11 %). Acesulfam K ist dabei mit einem Anteil von 69 % der eingesetzten Süßungsmittel (1,6 % aller untersuchten verarbeiteten Produkte) der am häufigsten verwendete Intensivsüßstoff. Sucralose wurde in 55 % der gesüßten Produkte (1,5 % der verarbeiteten Produkte) ebenfalls häufig nachgewiesen. Cyclamat und Saccharin wurden in 5 % bzw. 3 % der gesüßten Produkte gefunden.

Die Verwendung von Süßstoffen ist zwischen etwa 2010 und 2020 zurückgegangen (OQALI, 2024), insbesondere Acesulfam K (-0,8 %), Cyclamat und Saccharin (-0,2 %). Im Gegensatz dazu stieg der Einsatz von Sucralose um 0,5 %.

Bestimmte Süßstoffe (Saccharin) kommen auch in der Tierhaltung (z. B. Schweinzucht) zur Anwendung, um den Geschmack des Futters zu verbessern.

Voies de contamination environnementales

Les édulcorants artificiels ne sont pas métabolisés par le corps humain et sont éliminés dans les urines. Ils ne sont pas entièrement éliminés des eaux usées dans les STEU, notamment sans recours à une quatrième étape de traitement dédiée à l'élimination des micropolluants.

Ils peuvent donc se retrouver dans le milieu naturel via les rejets de STEU, mais également via les fuites de réseaux d'assainissement (en cas de canalisations non étanches).

L'acésulfame, étant très hydrophile (Log K_{ow} de −1,0 ; ECHA, 2024) et peu biodégradable, migre facilement des STEU vers les eaux de surface et les eaux souterraines. Les concentrations retrouvées dans la littérature scientifique atteignent 53,7 µg/L dans les eaux de surface et 9,7 µg/L dans les eaux souterraines en Europe, Amérique et Asie (Marazuela et al, 2023). Cependant, une valeur maximale de 24 µg/L avait été mesurée dans les eaux souterraines dans le projet ERMES-Rhin 2016.

La concentration d'acésulfame présente une variabilité saisonnière en rivière, et dans les eaux souterraines qui sont directement influencées par les eaux superficielles. Elle est environ six fois plus élevée en hiver qu'en été (Marazuela et al, 2023). Cette variabilité de la concentration est faible pour le sucralose (1,5 fois) et nulle pour le cyclamate et la saccharine.

La saisonnalité des concentrations d'acésulfame est donc à prendre en compte dans son utilisation comme traceur pour mesurer les apports des eaux usées dans les eaux de surface et les eaux souterraines (Marazuela et al, 2023).

De plus, des études récentes ont montré que l'acésulfame tend à être éliminé dans les STEU depuis 2013 par des bactéries devenues adaptées pour le dégrader (Bonatelli et al, 2023).

Les édulcorants artificiels sont également retrouvés dans l'eau de mer, les lacs et l'atmosphère (Praveena et al, 2019).

Impacts sanitaires et environnementaux

La question de l'innocuité des édulcorants est encore largement débattue. Bien que la majorité des édulcorants soient autorisés et déclarés comme non dangereux pour la santé jusqu'à une certaine dose, les impacts de la consommation simultanée de plusieurs édulcorants, souvent mélangés au sein d'un même produit, sont encore peu étudiés (Praveena et al, 2019).

Les édulcorants artificiels sont désormais reconnus comme des contaminants émergents très persistants dans l'eau et chimiquement stables dans l'environnement (Praveena et al, 2019).

Concernant les impacts potentiels des édulcorants sur l'environnement, de nombreuses recherches font part d'un faible potentiel de danger sur les organismes aquatiques (Tkach et al, 2025). Toutefois, certaines d'entre elles avertissent aussi sur la capacité des édulcorants à induire un

Eintragswege in die Umwelt

Künstliche Süßstoffe werden vom menschlichen Körper nicht verstoffwechselt und über den Urin ausgeschieden. Sie werden in Kläranlagen nicht vollständig aus dem Abwasser entfernt, insbesondere wenn keine speziell für die Beseitigung von Spurenstoffen ausgelegte vierte Reinigungsstufe vorhanden ist.

Daher können sie über Kläranlageneinleitungen in die Umwelt gelangen, aber auch über das Abwassersystem selbst (undichte Leitungen).

Da Acesulfam sehr hydrophil (Log K_{ow} von −1,0; ECHA, 2024) und kaum biologisch abbaubar ist, gelangt es leicht aus Abwassersystemen in Oberflächengewässer und in das Grundwasser. Die in der wissenschaftlichen Literatur angegebenen Konzentrationen erreichen in Europa, Amerika und Asien bis zu 53,7 µg/L in Oberflächengewässern und bis zu 9,7 µg/L im Grundwasser (Marazuela et al., 2023). Im Rahmen des Projekts ERMES-Rhein 2016 wurde ein Höchstwert von 24 µg/L im Grundwasser gemessen.

Darüber hinaus schwankt die Konzentration von Acesulfam in Flüssen und im Grundwasser, welches unmittelbar durch Oberflächengewässer beeinflusst ist, saisonal. Im Winter ist die Konzentration etwa sechsmal höher als im Sommer (Marazuela et al., 2023). Solche Saisonalitäten sind bei Suclarose gering (1,5-fach) und bei Cyclamat und Saccharin nicht existent.

Die Saisonalität der Acesulfam-Konzentrationen muss daher bei seiner Verwendung als Marker bei der Messung des abwasserbedingten Eintrags in Oberflächengewässer und Grundwasser berücksichtigt werden (Marazuela et al., 2023).

Aus jüngsten Untersuchungen geht jedoch hervor, dass die Substanz seit 2013 in Kläranlagen tendenziell durch Bakterien eliminiert wird, die sich an ihren Abbau angepasst haben (Bonatelli et al., 2023).

Künstliche Süßungsmittel sind auch in Meerwasser und Seen sowie in der Atmosphäre nachweisbar (Praveena et al., 2019).

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Die Frage der Unbedenklichkeit von Süßungsmitteln wird nach wie vor kontrovers diskutiert. Obwohl die meisten dieser Stoffe zugelassen und bis zu einer bestimmten Dosis als gesundheitlich unbedenklich eingestuft sind, sind die Auswirkungen des gleichzeitigen Konsums mehrerer Süßstoffe, die oft in einem Produkt gemischt sind, noch wenig erforscht (Praveena et al., 2019).

Künstliche Süßstoffe gelten mittlerweile als neuartige Spurenstoffe, die im Wasser sehr persistent und in der Umwelt chemisch stabil sind (Praveena et al., 2019).

In Bezug auf die potenziellen Umweltauswirkungen von Süßstoffen schätzen zahlreiche Untersuchungen das Gefahrenpotenzial für Wasserorganismen als gering ein (Tkach et al.,

stress oxydatif et génomique dans les systèmes biologiques mais aussi sur leur potentiel d'accumulation en lien avec leur faible biodégradabilité. Elles soulignent bien souvent aussi le manque de diversité des données afin d'évaluer complètement les risques de la présence de ces substances.

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

À l'heure actuelle, l'application de normes réglementaires sur les édulcorants porte principalement sur leurs usages en tant qu'additifs alimentaires. Les doses journalières admissibles en Europe (d'après EFSA, 2025) des quatre édulcorants analysés à l'échelle transfrontalière se situent entre 7 et 15 mg/kg/j (**Tableau 5.13**).

En ce qui concerne le suivi de leurs concentrations dans les EDCH ou dans les eaux souterraines, seule l'Allemagne, parmi les trois pays partenaires du projet, a fixé une valeur guide sanitaire (LeitWert) de 30 mg/L pour l'acésulfame (UBA, 2023). Cette valeur guide n'est réglementairement pas contraignante et sert de repère pour les autorités sanitaires allemandes.

5.6.2. Liste et caractéristiques des édulcorants recherchés dans ERMES-ii-Rhin

Quatre édulcorants ont été recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin (**Tableau 5.13**). Tous avaient été recherchés lors du projet ERMES-Rhin 2016.

2025). Einige warnen jedoch auch vor dem von Süßstoffen potenziell verursachten oxidativen und genomischen Stress in biologischen Systemen sowie vor ihrem Akkumulationspotenzial aufgrund ihrer geringen biologischen Abbaubarkeit. Oft wird auch darauf hingewiesen, dass die mangelnde Datenvielfalt keine vollständige Bewertung des mit der Präsenz dieser Stoffe zusammenhängenden Risikos gestattet.

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Derzeit ist hauptsächlich die Verwendung von Süßstoffen als Lebensmittelzusatzstoffe gesetzlich geregelt. Die in Europa zulässigen Tagesdosen (gemäß EFSA, 2025) der vier grenzüberschreitend analysierten Süßstoffe liegen zwischen 7 und 15 mg/kg Körpergewicht/Tag (**Tabelle 5.13**).

Von den drei Partnerländern des Projekts hat nur Deutschland einen Leitwert für die Überwachung der Acesulfam-Konzentrationen im Trinkwasser oder im Grundwasser festgelegt. Er beträgt 30 mg/L (UBA, 2023). Dieser Leitwert ist rechtlich nicht bindend und dient den deutschen Gesundheitsbehörden als Orientierungswert.

5.6.2. Liste und Eigenschaften der in ERMES-ii-Rhein untersuchten Süßstoffe

Im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein wurden vier Süßstoffe untersucht (**Tabelle 5.13**), die alle bereits auch im Projekt ERMES-Rhein 2016 analysiert worden waren.

Code SANDRE (FR)	**Code CAS** / **CAS Nummer**	**Substance** / **Substanz**	**Numéro E** / **E-Nummer**	**Pouvoir sucrant saccharose** / **Süßkraft Saccharose**	**Dose journalière admissible (mg/kg/j)** / **Erlaubte Tagesdosis (mg/kg/Tag) (CSAH/EFSA)**
7892	55589-62-3	Acesulfam(e) K	E 950	100-200	15 (30/04/2025)
7902	139-05-9	Cyclamat(e)	E 952	30-40	7 (13/03/2000)
7900	81-07-2	Saccharin(e)	E 954	300-400	9 (15/11/2024)
6667	56038-13-2	Sucralose	E 955	600-650	15 (12/09/2000)

Tableau 5.13 : Liste et caractéristiques des quatre édulcorants recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin
Source : CSAH jusqu'en 2003, puis EFSA, au 15/10/2025

Tabelle 5.13: Liste und Eigenschaften der vier im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein untersuchten Süßstoffe
Quelle: CSAH bis 2003, danach EFSA, Stand: 15.10.2025

5.6.3.
État des lieux transfrontalier

Lecture et base d'évaluation des résultats

À l'exception de l'acésulfame (valeur guide allemande de 30 000 µg/L ou 30 mg/L), les concentrations en édulcorants ne sont pas réglementées par des valeurs seuils dans les eaux souterraines et dans l'eau potable.

Pour les cartes disponibles en ligne, des seuils arbitraires sont utilisés pour visualiser la disparité des concentrations.

[**N.B.:** pour des raisons analytiques, les fréquences de quantification et les niveaux de concentration mesurés en Alsace en 2024 sont probablement sous-estimés. Il convient de prendre en compte ce biais potentiel dans la lecture des résultats transfrontaliers.]

5.6.3.1. Situation générale

Les quatre édulcorants ont été recherchés sur 857 points de mesure à l'échelle transfrontalière.

Au moins un des quatre composés a été quantifié sur 424 points de mesure, soit 49,5 % du réseau transfrontalier.

Le taux de quantification d'au moins un édulcorant s'élève à :
- 100 % dans les cantons suisses (pour l'acésulfame et le sucralose seulement) ;
- 53,7 % au Bade-Wurtemberg ;
- 44,1 % en Hesse ;
- 40,4 % en Rhénanie-Palatinat ;
- 30,6 % en Alsace.

La présence géographique de ces quatre substances est assez homogène au sein de la nappe du Rhin. Elle apparaît néanmoins marquée au nord de la zone d'étude et aux abords des grandes villes comme Bâle, Strasbourg, Karlsruhe et Heidelberg-Mannheim, ainsi que le long de certains cours d'eau comme le Saalbach en Bade-Wurtemberg, et le Weschnitz en Hesse. Cette localisation spatiale s'explique notamment par le rejet de ces composés par les STEU communales dans les cours d'eau.

5.6.3.2. Situation par substance

Détecté dans 45,2 % des échantillons, l'acésulfame est le composé le plus fréquemment quantifié à l'échelle transfrontalière (**Figure 5.31**). C'est également l'édulcorant présentant la concentration moyenne la plus élevée (0,104 µg/L).

Le cyclamate et le sucralose sont quantifiés respectivement sur 12,1 % et 11,7 % des points de mesure.

La saccharine est le composé le moins quantifié, retrouvé sur 4,6 % des ouvrages du réseau.

Parmi les quatre composés, la valeur maximale de concentration mesurée est de 7,35 µg/L pour le sucralose, au droit d'un point de mesure situé en Hesse, à l'est de Rüsselsheim.

5.6.3.
Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Mit Ausnahme von Acesulfam (deutscher Leitwert von 30.000 µg/L bzw. 30 mg/L) sind die Konzentrationen von Süßstoffen in Grundwasser und Trinkwasser nicht durch Grenzwerte geregelt.

Die online verfügbaren Karten verwenden differenzierende Schwellenwerte zur Veranschaulichung der unterschiedlichen Konzentrationen.

[**Anmerkung:** Aus analytischen Gründen sind die Bestimmungshäufigkeiten und die 2024 im Elsass gemessenen Konzentrationswerte wahrscheinlich zu niedrig. Diese mögliche Verzerrung muss bei der Interpretation der grenzüberschreitenden Ergebnisse berücksichtigt werden.]

5.6.3.1. Allgemeine Lage

Die vier Süßstoffe wurden an 857 Messstellen grenzüberschreitend untersucht.

An 424 Messstellen war mindestens eine der vier Verbindungen nachweisbar, was 49,5 % des grenzüberschreitenden Messnetzes entspricht.

Die Bestimmungsrate für mindestens einen Süßstoff beträgt:
- 100 % in den Schweizer Kantonen (nur Acesulfam und Sucralose)
- 53,7 % in Baden-Württemberg
- 44,1 % in Hessen
- 40,4 % in Rheinland-Pfalz
- 30,6 % im Elsass.

Das Vorkommen dieser vier Stoffe im Grundwasser des Oberrheingrabens ist geografisch relativ gleichmäßig verteilt, jedoch im Norden des Untersuchungsgebiets und in der Umgebung von großen Städten wie Basel, Straßburg, Karlsruhe und Heidelberg-Mannheim sowie entlang bestimmter Flüsse wie dem Saalbach in Baden-Württemberg und der Weschnitz in Hessen besonders ausgeprägt. Diese lokalen Vorkommen hängen insbesondere mit Kläranlageneinleitungen dieser Verbindungen in Fließgewässer zusammen.

5.6.3.2. Situation nach Substanz

Acesulfam wurde in 45,2 % der Proben nachgewiesen und grenzüberschreitend am häufigsten gefunden (**Abbildung 5.31**). Diese Substanz war auch der Süßstoff mit der höchsten Durchschnittskonzentration von 0,104 µg/L.

Cyclamat und Sucralose wurden an 12,1 % bzw. 11,7 % der Messstellen nachgewiesen.

Saccharin hatte die geringste Bestimmungshäufigkeit und wurde an 4,6 % der Messstellen nachgewiesen.

[**À titre de comparaison :** la concentration moyenne en acésulfame dans un litre d'eau est environ 6 000 000 fois plus faible que la dose journalière admissible (9 à 15 mg/kg) pour une personne de 70 kg selon l'ECHA.]

Focus par édulcorant

Acésulfame

L'acésulfame a été quantifié sur l'ensemble de la zone d'étude. Sans occulter le biais évoqué pour l'Alsace, cette substance est plus largement détectée sur la partie suisse de l'aquifère, dans le pays de Bade (notamment entre Karlsruhe et Mannheim), et au niveau du Ried hessois (**Carte 5.14**).

Dans ces secteurs, la présence de l'acésulfame est particulièrement marquée :

— en aval des grandes villes comme Bâle, Offenburg-Kehl, Karlsruhe, Heidelberg, Mannheim, qui sont sources de rejets d'eaux usées (traitées ou non) ;
— le long de certains cours d'eau qui réceptionnent les rejets d'eaux usées traitées de STEU.

Au total, 128 points de mesure présentent des concentrations supérieures à 0,1 µg/L (15,1 %). Ces concentrations sont observées en Hesse, en Rhénanie-Palatinat (région sud de Worms) et au Bade-Wurtemberg, entre Karlsruhe et Mannheim, ainsi qu'aux abords de Kehl.

Localement, des concentrations supérieures à 2 µg/L sont enregistrées en Hesse (cinq points de mesure) et en Rhénanie-Palatinat (trois points de mesure).

Dans les cantons suisses, bien que l'acésulfame ait été détecté dans 100 % des points de mesure, les concentrations enregistrées ne dépassent pas 0,1 µg/L.

Carte des concentrations ponctuelles en acésulfame en ligne

Die höchste Konzentration für eine dieser vier Substanzen wurde an einer Messstelle in Hessen östlich von Rüsselsheim mit 7,35 µg/L Sucralose bestimmt.

[**Zum Vergleich:** Die durchschnittliche Acesulfam Konzentration in einem Liter Wasser ist laut ECHA etwa 6.000.000 Mal geringer als die zulässige Tagesdosis (9 bis 15 mg/kg) für eine Person mit einem Körpergewicht von 70 kg.]

Fokus nach Süßstoff

Acesulfam

Acesulfam wurde im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Positivbefunde gab es häufig im Schweizer Teil, in Baden (insbesondere zwischen Karlsruhe und Mannheim) und im Hessischen Ried, wobei die für das Elsass erwähnte Verzerrung nicht außer Acht gelassen werden darf (**Karte 5.14**).

In folgenden Gebieten ist das Vorkommen von Acesulfam besonders ausgeprägt:

— stromabwärts von großen Städten wie Basel, Offenburg-Kehl, Karlsruhe, Heidelberg und Mannheim, die (geklärte oder ungeklärte) Abwässer einleiten
— entlang bestimmter Flüsse, in die geklärte Abwässer aus Kläranlagen eingeleitet werden.

Insgesamt 128 Messstellen wiesen Konzentrationen über 0,1 µg/L auf (15,1 %). Davon waren Hessen, Rheinland-Pfalz (südlich von Worms) und Baden-Württemberg zwischen Karlsruhe und Mannheim sowie die Umgebung von Kehl betroffen.

Vereinzelt wurden Werte über 2 µg/L in Hessen (fünf Messstellen) und Rheinland-Pfalz (drei Messstellen) gemessen.

In den Schweizer Kantonen wurde Acesulfam zwar in 100 % der untersuchten Messstellen nachgewiesen, die gemessenen Konzentrationen überschritten jedoch 0,1 µg/L nicht.

Karte der punktuellen Acesulfam-Konzentrationen (online)

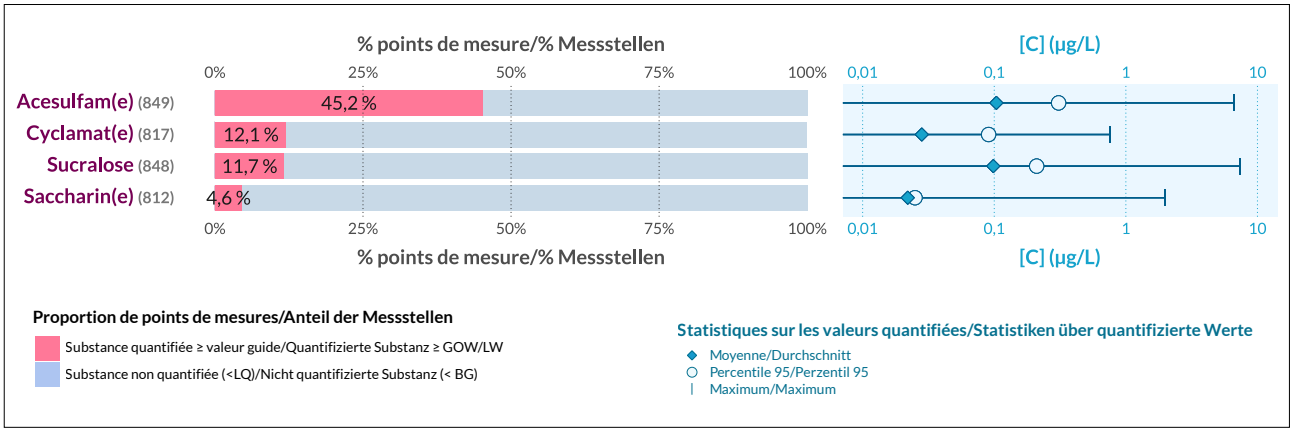


Figure 5.31 : Caractérisation de la présence des quatre édulcorants. À gauche : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières. À droite : indicateurs statistiques des distributions des concentrations (en µg/L).

Abbildung 5.31: Charakterisierung des Nachweises der vier Süßstoffe; links: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte; rechts: statistische Indikatoren für die Konzentrationsverteilungen (in µg/L).

Cyclamate

Le cyclamate est quantifié au moins une fois chez chaque partenaire (sauf dans les cantons suisses, puisque non recherché). Cette substance est retrouvée principalement sur le tiers nord de la zone d'étude, notamment entre Karlsruhe et Heidelberg, et au sud de la Hesse (**Carte 5.14**).

Globalement, les concentrations en cyclamate sont très faibles à l'échelle transfrontalière. 769 points de mesure présentent des concentrations inférieures à 0,1 µg/L (95,3 %). Les concentrations les plus élevées (>0,1 µg/L) sont essentiellement regroupées en Hesse, notamment aux abords de la Weschnitz et plus sporadiquement entre Karlsruhe et Mannheim. Il existe souvent un lien local avec les cours d'eau.

Carte des concentrations ponctuelles en cyclamate en ligne

Sucralose

Le sucralose est identifié ponctuellement sur l'ensemble de la nappe du Rhin Supérieur, et de manière plus notable en Hesse et dans le pays de Bade (entre Karlsruhe et Heidelberg). Dans une moindre mesure, les secteurs suivants regroupent plusieurs points de mesure contaminés : abords de Bâle, le long de la Thur et de l'Ill, entre Mulhouse et Colmar et la plaine du Rhin au nord-est de Kehl.

92 % des points de mesure affichent une concentration en sucralose inférieure à 0,1 µg/L. La plupart des concentrations les plus élevées (>1 µg/L) sont observées en Hesse. 16 des 19 points de mesure transfrontaliers concernés par ces niveaux de valeurs se trouvent en Hesse.

Carte des concentrations ponctuelles en sucralose en ligne

Saccharine

L'occurrence de la saccharine est très faible à l'échelle transfrontalière (4,6 %). En Alsace, cette substance n'a été quantifiée sur aucun point, et elle n'a pas été recherchée sur la partie suisse du périmètre d'étude.

Les zones où l'édulcorant a été le plus fréquemment quantifié sont le nord de Karlsruhe et entre Bad Dürkheim et Lampertheim.

Globalement, les concentrations en saccharine sont très faibles à l'échelle transfrontalière. 98,4 % des points de mesure présentent une concentration inférieure à 0,1 µg/L.

Carte des concentrations ponctuelles en saccharine en ligne

Cyclamat

Cyclamat wurde bei jedem Partner mindestens einmal nachgewiesen (Ausnahme: Schweizer Kantone, da Cyclamat dort nicht untersucht wurde). Diese Substanz kommt hauptsächlich im nördlichen Drittel des Untersuchungsgebietes, zwischen Karlsruhe und Heidelberg sowie in Südhessen, vor (**Karte 5.14**).

Grenzüberschreitend sind die Cyclamat-Konzentrationen insgesamt sehr gering. 769 Messstellen wiesen Konzentrationen unter 0,1 µg/L auf (95,3 %). Die höchsten Konzentrationen (>0,1 µg/L) traten vor allem in Hessen auf, insbesondere in der Umgebung der Weschnitz, und vereinzelt zwischen Karlsruhe und Mannheim. Häufig besteht ein lokaler Zusammenhang mit Oberflächengewässern.

Karte der punktuellen Cyclamat-Konzentrationen (online)

Sucralose

Sucralose wurde punktuell über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt nachgewiesen, wobei die Konzentration in Hessen und Baden-Württemberg (zwischen Karlsruhe und Heidelberg) am höchsten war. In geringerem Maße wiesen auch die folgenden Abschnitte mehrere Messstellen mit Positivbefunden auf: Umgebung von Basel, entlang der Thur und der Ill, zwischen Mulhouse und Colmar sowie in der Rheinebene nordöstlich von Kehl.

An 92 % der Messstellen lag die Sucralose-Konzentration unter 0,1 µg/L. 19 Messstellen wiesen Konzentrationen größer 1 µg/L auf. Von diese Messstellen lagen 16 Messstellen in Hessen.

Karte der punktuellen Sucralose-Konzentrationen (online)

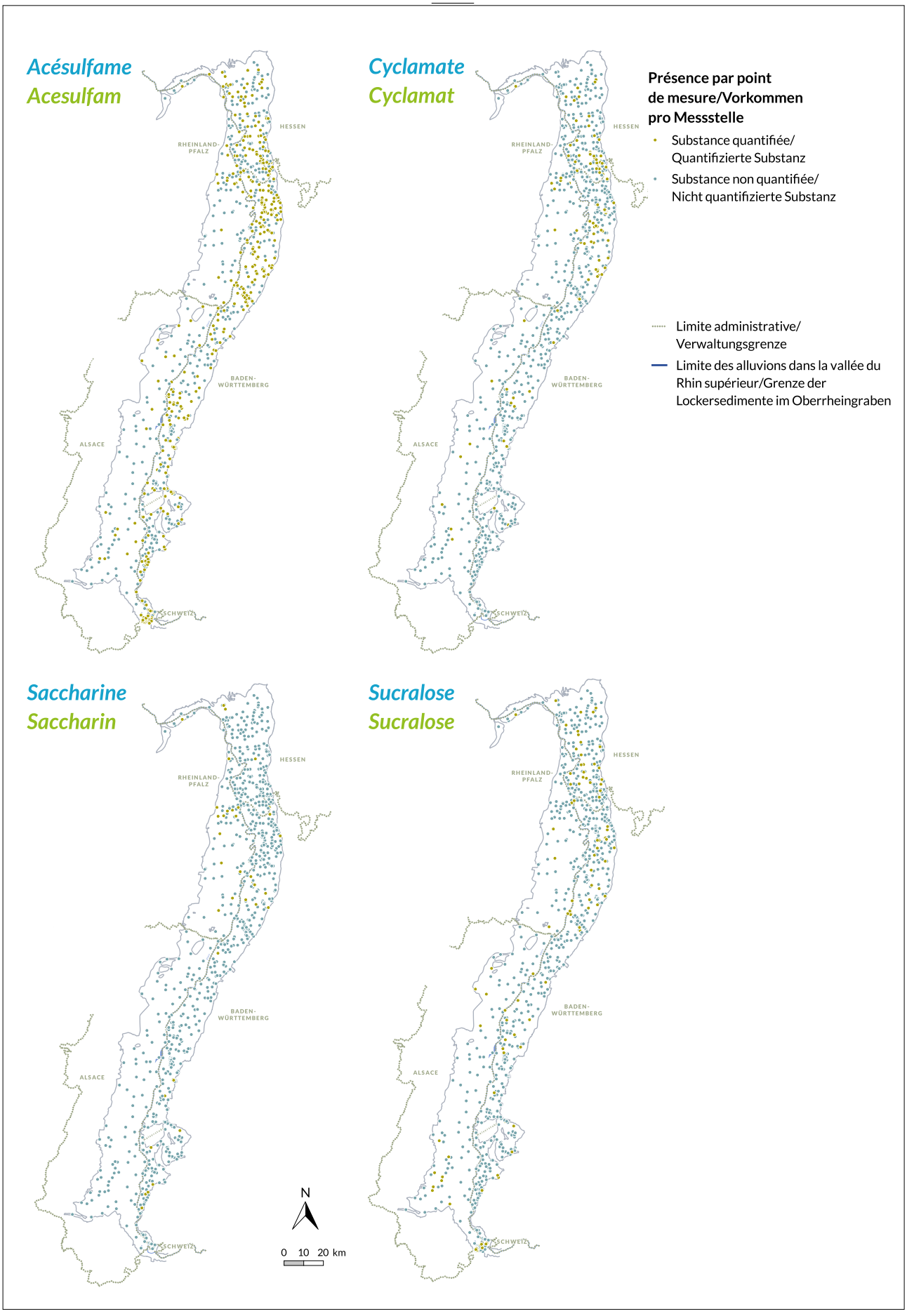
Saccharin

Saccharin wies grenzüberschreitend nur sehr wenige Positivbefunde auf (4,6 %). Im Elsass wurde diese Substanz an keiner Messstelle nachgewiesen und im Schweizer Teil des Untersuchungsgebiets wurde sie nicht untersucht.

Die häufigsten Positivbefunde waren im Norden von Karlsruhe und in der Region zwischen Bad Dürkheim und Lampertheim feststellbar.

Insgesamt waren die Saccharin-Konzentrationen im grenzüberschreitenden Maßstab sehr gering. 98,4 % der Messstellen wiesen eine Konzentration von weniger als 0,1 µg/L auf.

Karte der punktuellen Saccharin-Konzentrationen (online)



Carte 5.14 : Quantification des quatre édulcorants

Karte 5.14: Quantifizierung der vier Süßstoffe

5.6.4.

Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

La comparaison des concentrations des quatre édulcorants entre 2016 et 2024 est réalisée sur 709 points communs aux deux années. La limite de quantification pour chaque paramètre est harmonisée à 0,05 µg/L. Les résultats de l'acésulfame en Alsace n'ont pas été inclus (**cf. partie 5.6.2.**).

La comparaison a uniquement été effectuée par substance, en raison des biais d'analyse de l'acésulfame, édulcorant prédominant.

Les tendances d'évolution varient d'une substance à l'autre (**Figure 5.32**). La proportion de points de mesure où l'acésulfame est retrouvé a diminué de 6,5 % entre les deux campagnes. À l'inverse, le sucralose enregistre une hausse du taux de quantification de 5,7 %. Pour le cyclamate et la saccharine, les fréquences de quantification restent relativement stables d'une campagne à l'autre.

Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ces évolutions :

- une modification des usages : une étude française de l'ANSES (OQALI, 2024) indique une utilisation croissante du sucralose dans la composition des produits alimentaires contrairement à l'acésulfame, la saccharine et le cyclamate qui ont tendance à être moins utilisés (**cf. partie 5.6.1.**). Cependant, ces évolutions sont faibles, de l'ordre de quelques pourcents ;
- une dégradation bactérienne : la dégradation bactérienne de l'acésulfame apparue récemment dans les STEU et sa variabilité saisonnière (**cf. partie 5.6.1.**) pourraient également expliquer la baisse de sa présence dans les eaux souterraines.

5.6.4.

Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der Vergleich der Konzentrationen der vier untersuchten Süßstoffe zwischen 2016 und 2024 erfolgte an 709 konsistenten Messstellen. Die Bestimmungsgrenze für die einzelnen Parameter wurde auf 0,05 µg/L vereinheitlicht. Die Ergebnisse für Acesulfam im Elsass wurden nicht berücksichtigt (**s. Abschnitt 5.6.2.**).

Aufgrund der analytischen Verzerrungen bei Acesulfam, dem vorherrschenden Süßstoff, wurde der Vergleich nur für die einzelnen Substanzen durchgeführt.

Die Entwicklungstrends sind für die verschiedenen Substanzen variabel (**Abbildung 5.32**). Der Anteil der Messstellen mit einem Positivbefund von Acesulfam ist zwischen den beiden Kampagnen um 6,5 % zurückgegangen. Im Gegensatz dazu verzeichnet Sucralose einen Anstieg der Bestimmungshäufigkeit um 5,7 %. Bei Cyclamat und Saccharin sind die Bestimmungshäufigkeiten zwischen den beiden Kampagnen relativ unverändert.

Für diese Entwicklungen können zwei Hypothesen aufgestellt werden:

- Veränderte Verwendung: In Frankreich weist eine Studie der ANSES (OQALI, 2024) auf eine zunehmende Verwendung von Sucralose in der Zusammensetzung von Lebensmitteln hin, wohingegen der Einsatz von Acesulfam, Saccharin und Cyclamat tendenziell sinkt (**s. Abschnitt 5.6.1.**). Diese Veränderungen sind jedoch geringfügig, in der Größenordnung von wenigen Prozenten.
- Bakterieller Abbau: Der jüngst in Kläranlagen festgestellte bakterielle Abbau von Acesulfam sowie seine saisonalen Schwankungen (**s. Abschnitt 5.6.1.**) könnten die Abnahme dieser Substanz im Grundwasser ebenfalls erklären.

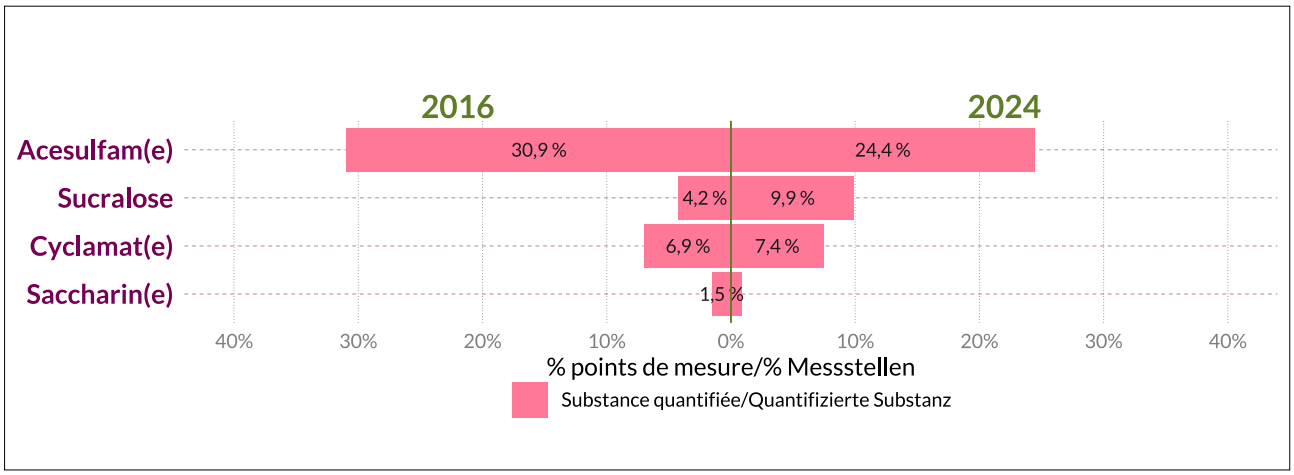


Figure 5.32 : Évolution 2016-2024 des fréquences de quantification pour les quatre édulcorants communs

Abbildung 5.32: Entwicklung 2016–2024 der Bestimmungshäufigkeit für die vier in beiden Beobachtungszeiträumen untersuchten Süßstoffe

5.6.5. Focus par région

Alsace

En Alsace, les quatre édulcorants de la liste commune ont été recherchés sur 108 points de mesure en 2023.

30,6 % des ouvrages échantillonnés présentent au moins un des édulcorants. La saccharine n'a été quantifiée sur aucun point.

Comme à l'échelle transfrontalière, l'acésulfame est le composé le plus quantifié en nappe d'Alsace, malgré des résultats probablement sous-estimés, en lien avec les méthodes de mesure utilisées. Sur la base de ces résultats, ce composé est quantifié sur 19,6 % des points de mesure, alors que ce taux atteignait 72 % en 2016.

Sa présence a été observée de manière ponctuelle en bordure de zones urbanisées (entre Colmar et Mulhouse, ainsi qu'entre Strasbourg et Wissembourg) et le long des rivières, à l'image de la Thur, de l'Ill et des canaux de la Hardt.

Le sucralose et le cyclamate sont quantifiés respectivement sur 12,0 % et 6,5 % des ouvrages. Le sucralose est détecté notamment entre Colmar et Mulhouse, le long de la Thur et de l'Ill, avec une concentration maximale de 2,6 µg/L.

Par rapport aux doses journalières admissibles (**cf. partie 5.6.1**) et à la Leitwert de 30 000 µg/L de l'acésulfame, les niveaux de concentrations mesurés pour ces quatre édulcorants peuvent être qualifiées de très faibles.

En revanche, en comparaison des autres micropolluants, ces concentrations sont importantes.

La répartition géographique des concentrations en édulcorants dans la nappe d'Alsace semble corrélée avec la présence des zones urbaines, qui impliquent des rejets de STEU, et avec les secteurs influencés par des infiltrations d'eau de surface.

Sur le plan des tendances d'évolution entre 2016 et 2023, une augmentation des fréquences de quantification est observée pour le cyclamate et le sucralose (l'acésulfame n'est pas considéré) :

— cyclamate : de 3 à 6,5 % ;
— sucralose : de 6 à 12 % ;
— saccharine : maintien à 0 %.

5.6.5. Fokus nach Partnerregion

Elsass

Die vier Süßstoffe der gemeinsamen Liste wurden 2023 im Elsass an 108 Grundwassermessstellen untersucht.

An 30,6 % dieser Messstellen war mindestens ein Süßstoff nachweisbar. Saccharin wurde an keiner Messstelle gefunden.

Wie auch grenzüberschreitend wurde Acesulfam im Elsass am häufigsten nachgewiesen, obwohl die Ergebnisse aufgrund der verwendeten Analytik wahrscheinlich zu niedrig bewertet sind. 19,6 % der Messstellen wiesen Positivbefunde auf, 2016 lag dieser Anteil noch bei 72 %.

Acesulfam wurde punktuell am Rand von Siedlungsgebieten (zwischen Colmar und Mulhouse sowie zwischen Straßburg und Wissembourg) und entlang von Flüssen wie der Thur und der Ill sowie an den Kanälen der Hardt beobachtet.

Sucralose und Cyclamat waren an 12,0 % bzw. 6,5 % der Messtellen nachweisbar, Sucralose insbesondere zwischen Colmar und Mulhouse, entlang der Thur und der Ill mit einer Höchstkonzentration von 2,6 µg/L.

Gemessen an den zulässigen Tagesdosen (**s. Abschnitt 5.6.1**) und dem deutschen Leitwert von 30.000 µg/L für Acesulfam können die Konzentrationen dieser vier Süßstoffe als sehr gering bezeichnet werden.

Verglichen mit anderen Spurenstoffen sind sie jedoch hoch.

Räumlich korreliert das Vorkommen von Süßstoffen im elsässischen Grundwasser offenbar, aufgrund dort erfolgender Kläranlageneinleitungen, mit Siedlungsgebieten sowie mit dem Einfluss von infiltrierenden Oberflächengewässern.

Zwischen 2016 und 2023 ist ein Anstieg der Bestimmungshäufigkeiten für Cyclamat und Sucralose zu beobachten (Acesulfam wurde im Vergleich nicht berücksichtigt):

— Cyclamat: von 3 auf 6,5 %
— Sucralose: von 6 auf 12 %
— Saccharin: unverändert 0 %.

Bade-Wurtemberg

Les édulcorants acésulfame, cyclamate, saccharine et sucralose ont été recherchés sur 445 à 450 points de mesure. Au moins l'une de ces substances a été détectée sur 244 ouvrages à des concentrations comprises entre 0,01 µg/L et 2 µg/L. L'édulcorant le plus fréquemment quantifié est l'acésulfame sur 233 points de mesure (52,2 %). Le cyclamate a également été retrouvé sur 54 points de mesure (12,0 %), le sucralose sur 45 points (10,1 %) et la saccharine sur 20 points de mesure (4,5 %).

Les points de mesure contenant des édulcorants se trouvent principalement dans des zones urbaines et industrielles où les fuites d'eaux usées et les stations d'épuration situées en amont sont la principale cause de contamination. Certaines quantifications se trouvent également sur des terres agricoles. La présence de saccharine et de cyclamate indique une pollution des zones de mesure imputable à des canalisations d'eaux usées défectueuses. Dans des conditions normales, ces substances sont très bien dégradées dans les stations d'épuration. Le sucralose et l'acésulfame ne sont pas complètement dégradés dans les stations d'épuration et peuvent donc pénétrer dans les eaux souterraines via les eaux usées ou les eaux traitées.

Les concentrations les plus fortes concernent des zones urbaines où la pollution par des eaux usées non traitées est attestée, ainsi qu'en aval d'une zone industrielle abritant des sites de fabrication de boissons. D'autres indicateurs de pollution par les eaux usées, tels que le potassium, l'EDTA et le bore, ont également été retrouvés en concentrations plus élevées sur ces points de mesure.

Par rapport aux résultats des mesures de 2016, les taux de quantification et les concentrations maximales d'acésulfame et de saccharine ont fortement diminué, tandis que ceux du cyclamate ont légèrement baissé.

Pour le sucralose, le taux de quantification est passé de 3 % à 10,1 % et la concentration maximale de 0,7 µg/L à 2 µg/L.

Hesse

Dans la partie hessoise de l'aquifère rhénan, les quatre édulcorants ont été recherchés sur 170 points de mesure. Par rapport à ERMES-Rhin 2016, le nombre de points de mesure a augmenté d'environ 8 %. L'édulcorant le plus fréquemment quantifié est l'acésulfame (40 %). Le cyclamate a été retrouvé sur 17,1 % des ouvrages, le sucralose sur 15,3 % et la saccharine sur 1,8 % des points de mesure. Ce classement, identique à celui d'ERMES-Rhin 2016, se retrouve également au niveau transfrontalier pour les édulcorants. La concentration maximale relevée (7,35 µg/L) concerne le sucralose. La concentration maximale d'acésulfame s'élève à 4,03 µg/L. Dans ERMES-Rhin 2016, l'acésulfame était présent sur 30,6 % des 157 points de mesure étudiés et la concentration était de 24,9 µg/L.

Baden-Württemberg

Die Süßstoffe Acesulfam, Cyclamat, Saccharin und Sucralose wurden an 445 bis 450 Messstellen untersucht. Mindestens einer dieser Stoffe wurden an 244 Messstellen in Konzentrationen von 0,01 µg/L bis 2 µg/L nachgewiesen. Am Häufigsten wurde Acesulfam mit positiven Messungen an 233 Messstellen (52,2 %) nachgewiesen. Weiter wurden Cyclamat an 54 (12,0 %), Sucralose an 45 (10,1 %) und Saccharin an 20 (4,5 %) Messstellen nachgewiesen.

Messstellen mit Süßstoffen befanden sich überwiegend in Siedlungs- und Industriegebieten wo Belastungen überwiegend durch Abwasserleckagen und oberstromig liegende Kläranlagen verursacht werden. Einige positive Messstellen befanden sich auch auf landwirtschaftlichen Flächen. Die Funde von Saccharin und Cyclamat deuten auf eine Belastung der Messgebiete durch defekte Abwasserleitungen hin. Diese Stoffe werden unter normalen Bedingungen sehr effizient in Kläranlagen abgebaut. Sucralose und Acesulfam werden in Kläranlagen nicht vollständig abgebaut und können daher sowohl durch Abwasser als auch gereinigtes Wasser in das Grundwasser gelangen.

Die höchsten Stoffkonzentrationen befanden sich in Siedlungsgebieten in denen Belastung durch ungeklärtes Abwasser nachgewiesen werden kann, sowie im Abstrom eines Industriegebiets mit Getränkeherstellern. An diesen Messstellen waren auch weitere Abwasserindikatoren wie Kalium, EDTA und Bor in höheren Konzentrationen nachweisbar.

Verglichen mit den Messergebnissen 2016 haben sich die Nachweisquoten sowie die maximalen Konzentrationen von Acesulfam und Saccharin stark und für Cyclamat leicht reduziert.

Beim Süßstoff Sucralose erhöhte sich die Nachweisquote von 3 % auf 10,1 %, die maximale Konzentration stieg von 0,7 µg/L auf 2 µg/L.

Hessen

Im hessischen Oberrheingraben wurde das Grundwasser an 170 Messstellen auf vier Lebensmittelzusatzstoffe bzw. Süßstoffe untersucht. Gegenüber ERMES-Rhein 2016 hat sich die Messstellenanzahl um rund 8 % erhöht. Der am häufigsten nachgewiesene Süßstoff ist Acesulfam (40 %). Cyclamat wurde an 17,1 %, Sucralose an 15,3 % und Saccharin an 1,8 % der untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen. In ERMES-Rhein 2016 war diese Rangfolge identisch und auch grenzüberscheitend zeigt sich diese Rangfolge bei den Süßstoffen. Die festgestellte Maximalkonzentration von 7,35 µg/L betraf Sucralose. Die Maximalkonzentration von Acesulfam war 4,03 µg/L. In ERMES -Rhein 2016 wurde Acesulfam an 30,6 % von 157 untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen und die maximal gemessene Konzentration lag bei 24,9 µg/L.

Dans la partie hessoise de l'aquifère rhénan, les édulcorants apparaissent principalement à proximité immédiate des eaux de surface contenant une part importante d'eaux usées traitées. Comme pour les PFAS et les substances pharmaceutiques, leur présence indique qu'il y a une interaction entre les eaux de surface et les eaux souterraines.

Rhénanie-Palatinat

Sur le secteur d'étude situé en Rhénanie-Palatinat, 89 points de mesure ont été étudiés afin de détecter la présence des quatre édulcorants (acésulfame, cyclamate, saccharine et sucralose). Aucune valeur limite transfrontalière n'existe pour ces substances, sauf pour l'acésulfame. Sur 29 des points de mesure analysés, la limite de quantification (0,05 µg/L) est dépassée pour au moins l'une des quatre substances. Sur deux de ces points, elle est dépassée pour les quatre substances. L'acésulfame dépasse la limite de quantification sur 20 points de mesure, la saccharine sur 13, le cyclamate sur sept et le sucralose sur six. L'acésulfame atteint une concentration de 6,6 µg/L sur un point de mesure et des concentrations de 5,38 µg/L, 4,11 µg/L et 1,76 µg/L sur les trois autres. La saccharine et le sucralose présentent des concentrations supérieures à 1 µg/L, avec respectivement 1,98 et 6,05 µg/L. Presque tous les points de mesure où les concentrations d'une ou plusieurs substances dépassent la limite de quantification sont proches de cours d'eau qui reçoivent des eaux usées traitées. Ces détections sont donc dues à des secteurs d'échange nappe/cours d'eau contaminés.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

Dans le canton de Bâle-Ville, les échantillons ont également été analysés pour détecter la présence de deux édulcorants. Alors que l'acésulfame est présent sur tous les points de mesure, le sucralose ne se retrouve que sur quatre des 19 sites de prélèvements. Là encore, la présence des édulcorants est probablement due à des fuites dans les canalisations.

Parmi les quatre adjuvants alimentaires recherchés à l'échelle transfrontalière, deux ont été analysés dans le canton de Bâle-Campagne. L'acésulfame a été retrouvé sur les 17 points du réseau de mesure, avec des concentrations comprises entre 0,026 et 0,069 µg/L. Le sucralose a été quantifié sur 24 % des ouvrages, avec des concentrations comprises entre 0,05 et 0,98 µg/L. Ces deux substances sont polaires, très mobiles et persistantes, et sont donc de bons traceurs d'eaux usées.

La diffusion d'acésulfame et de sucralose dans les eaux de surface via les eaux usées traitées, puis dans les eaux souterraines par infiltration, est un phénomène bien connu. Les études disponibles montrent que la pollution de la nappe par des adjuvants alimentaires en zone urbaine est toutefois principalement liée aux infiltrations provenant de fuites de canalisation.

Nachweise von Süßstoffen im hessischen Oberrheingraben treten vor allem im unmittelbaren Nahbereich von Oberflächengewässern mit hohem Anteil geklärten Abwassers auf. Dies deutet, wie auch bereits bei den PFAS und den pharmazeutischen Substanzen, auf die bestehende Interaktion zwischen dem Oberflächengewässer und dem Grundwasser hin.

Rheinland-Pfalz

Insgesamt wurden im rheinland-pfälzischen Anteil des Untersuchungsgebiets 89 ausgewählte Grundwassermessstellen auf die Süßungsmittel Acesulfam, Cyclamat, Saccharin und Sucralose untersucht. Für diese Stoffe gibt es keinen grenzüberschreitenden Grenzwert, außer Acesulfam. Bei 29 der untersuchten Messstellen wurde die Bestimmungsgrenze (0,05 µg/L) von mindestens einem der vier Stoffe überschritten, davon an zwei Messstellen für alle vier. Acesulfam überschreitet an 20 Messstellen die Bestimmungsgrenze, Saccharin an 13, Cyclamat an sieben und Sucralose an sechs. Acesulfam erreicht an einer Messstelle eine Konzentration von 6,6 µg/L und an drei weiteren Konzentrationen von 5,38 µg/L, 4,11 µg/L und 1,76 µg/L. Saccharin und Sucralose weisen mit jeweils einem Messwert von 1,98 bzw. 6,05 µg/L Konzentrationen über 1 µg/L auf. Nahezu alle Messstellen mit Funden von einem oder mehreren der Stoffe oberhalb der Bestimmungsgrenze liegen in der Nähe zu Gewässern, in die geklärtes Abwasser eingeleitet wird. Die Funde sind somit auf influente Verhältnisse im Bereich von abwasserführenden Oberflächengewässern zurückzuführen.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

In BS wurden die Proben ebenfalls auf zwei Süßstoffe untersucht. Während Acesulfam in allen untersuchten Messstellen nachweisbar war, konnte Sucralose nur an vier der insgesamt 19 beprobten Entnahmestellen gemessen werden. Auch hier dürfte der Nachweis der Süßstoffe auf undichte Kanalisationen zurückzuführen sein.

Von den vier grenzüberschreitend betrachteten Nahrungsergänzungsmitten wurde im Kanton Basel-Landschaft zwei analysiert. Der Süßstoff Acesulfam konnte an allen 17 Messstellen des Messnetzes im Konzentrationsbereich von 0,026 bis 0,069 µg/L festgestellt werden. Sucralose wurde an 24 % der Messstellen nachgewiesen mit Konzentrationen von 0,05 bi 0,98 µg/L. Beides sind polare, sehr mobile und persistente Stoffe und eignen sich gut als Abwassertracer.

Der Eintrag von Acesulfam und Sucralose über gereinigtes Abwasser in die Oberflächengewässer und von da via Infiltration ins Grundwasser ist ein bekannter Ausbreitungspfad dieser beiden Stoffe. Wie die vorliegenden Untersuchungen zeigen, spielt für urbane Gebiete jedoch insbesondere die Infiltration über lecke Kanalisationsleitungen eine große Rolle bei Belastungen des Grundwassers mit Nahrungsergänzungsmitteln.

5.7.
Composés organiques volatils (COV)

5.7.1.
COHV

Le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène demeurent les COHV les plus quantifiés, principalement au niveau des grandes agglomérations en raison de leur origine majoritairement industrielle. Les rares dépassements de la valeur seuil transfrontalière sont induits par le tétrachloroéthylène, sur 2 % des points de mesure.

5.7.1.1. Généralités

Caractéristiques générales

Les composés organiques halogénés volatils (COHV) sont des substances organiques chlorées, fluorées, bromées ou iodées généralement de faible masse moléculaire. Ils ne se retrouvent pas à l'état naturel mais sont synthétisés industriellement à partir d'hydrocarbures. Leur présence dans les eaux souterraines indique une influence anthropique.

Usages et fonctions

Depuis les années 1920, les solvants chlorés sont utilisés entre autres dans l'industrie (décapage et nettoyage), l'artisanat, la médecine et par les particuliers pour le dégraissage de pièces métalliques, le nettoyage à sec mais aussi comme détachant ou dissolvant.

Parmi les solvants chlorés les plus utilisés, peuvent être cités le tétrachloroéthylène (PCE), le trichloréthylène (TCE) et le chloroforme.

Le tétrachloroéthylène ou perchloroéthylène (PCE) est un solvant chloré utilisé dans le nettoyage à sec des textiles, le dégraissage et le nettoyage des métaux. Son usage est aussi répertorié pour la fabrication de décapants pour peinture, encres d'imprimeries, adhésifs et produits de nettoyage spécifiques.

Le trichloroéthylène (TCE) est un solvant chloré utilisé dans l'industrie pour le dégraissage de pièces métalliques, l'extraction de graisses et comme intermédiaire dans la synthèse de divers composés chimiques.

Voies de contamination environnementales

Du fait de leur caractère très volatil, on retrouve les COHV en relativement grande quantité dans l'atmosphère, où ils se dégradent sous l'effet de la lumière en composés plus simples qui peuvent alors être entraînés par les pluies vers les sols et les eaux souterraines. Par cette voie, ils peuvent constituer une source de contamination diffuse plus ou moins forte.

Les COHV peuvent être également entraînés dans les eaux souterraines de façon plus ponctuelle, essentiellement au

5.7.
Flüchtige organische Verbindungen (VOC)

5.7.1.
LHKW

Trichlorethen und Tetrachlorethen sind nach wie vor die am häufigsten nachgewiesenen LHKW. Da sie überwiegend industriellen Ursprungs sind, werden sie vor allem in Ballungsgebieten gefunden. Seltene Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwertes waren auf Tetrachlorethen zurückzuführen und traten an 2 % der Messstellen auf.

5.7.1.1. Einleitung

Allgemeine Merkmale

Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) sind chlorierte, fluorierte, bromierte oder iodierte organische Verbindungen, die in der Regel ein geringes Molekulargewicht aufweisen. Sie kommen nicht in natürlicher Form vor, sondern werden industriell aus Kohlenwasserstoffen synthetisiert. Ihr Vorkommen im Grundwasser weist auf einen anthropogenen Einfluss hin.

Verwendung und Funktionen

Seit den 1920er Jahren werden chlorierte Lösungsmittel unter anderem in der Industrie (Beizen, Reinigen), im Handwerk, in der Medizin und in Privathaushalten zum Entfetten von Metallteilen, zur Trockenreinigung sowie als Fleckenentferner und Lösungsmittel verwendet.

Zu den am häufigsten eingesetzten chlorierten Lösungsmitteln gehören Tetrachlorethen (PCE), Trichlorethen (TCE) und Chloroform.

Tetrachlorethen oder Perchlorethen (PCE) ist ein chloriertes Lösungsmittel, das bei der chemischen Reinigung von Textilien oder bei der Entfettung und Reinigung von Metallen angewandt wird. Ferner kommt es auch bei der Herstellung von Farbentfernern, Druckfarben, Klebstoffen und speziellen Reinigungsmitteln zum Einsatz.

Trichlorethen (TCE) ist ein chloriertes Lösungsmittel. Es wird in der Industrie zur Entfettung von Metallteilen oder zur Fettextraktion verwendet und ist als Zwischenprodukt bei verschiedenen chemischen Synthesen von Bedeutung.

Eintragswege in die Umwelt

LHKW kommen aufgrund ihrer hohen Flüchtigkeit in relativ großen Mengen in der Atmosphäre vor. Unter Lichteinwirkung werden sie photochemisch zu einfacheren Verbindungen abgebaut, die dann durch Regen in den Boden und das Grundwasser gelangen können. Infolge dieser Einträge verursachen LHKW mehr oder weniger starke diffuse Verunreinigungen.

droit de sites pollués ou lors de pollutions accidentelles et via les rejets d'eaux usées des industries et des petites entreprises. Dans ce cas, il s'agit généralement de composés beaucoup plus stables qui ne peuvent être que très peu dégradés biologiquement et qui sont mobiles dans l'eau.

Impacts sanitaires et environnementaux

Chez l'être humain et les autres mammifères, les COHV agissent principalement sur le système nerveux central mais aussi sur le foie et le rein. Ils présentent des effets cancérogènes variables selon les substances (AESN, 2018). Le trichloroéthylène est notamment considéré comme cancérogène avéré (groupe 1) par le CIRC. Les COHV sont peu toxiques pour les organismes aquatiques.

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

La directive européenne 2020/2184 sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine fixe des limites de qualité pour 7 des 10 COHV recherchés dans le cadre d'ERMES-ii-Rhin, et une obligation de contrôle régulier de ces composés dans l'eau potable.

Parmi les valeurs seuils pour l'eau potable :

— la somme du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène est fixée à 10 µg/L.
— la somme des quatre trihalométhanes (chloroforme, bromodichlorométhane, dibromochlorométhane, bromoforme) est limitée à 100 µg/L.

La valeur limite de 10 µg/L pour la somme du trichloroéthène et du tétrachloroéthène dans l'eau potable s'applique également aux eaux souterraines en Allemagne, conformément au règlement sur les eaux souterraines (GrwV), et en France, conformément à l'arrêté du 9 octobre 2023.

La directive sur les eaux souterraines (2006/118/CE) charge en effet les États membres de définir leurs propres seuils.

En Suisse, l'OPBD fixe pour l'eau potable, tout comme la directive européenne, une valeur seuil de 10 µg/L pour la somme du TCE et du PCE, tandis que l'OEaux fixe une valeur seuil de 1 µg/L dans les eaux souterraines.

Le détail par paramètre des valeurs seuils transfrontalières prises en compte (limite de qualité pour l'eau potable et valeurs seuils pour les eaux souterraines) est disponible dans l'**Annexe 3**.

5.7.1.2. Liste des COHV recherchés dans ERMES-ii-Rhin

Dix COHV ont été recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin (**Annexe 1)**, dont le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène. Tous avaient été recherchés lors du projet ERMES-Rhin 2016.

LHKW können auch punktuell ins Grundwasser eingetragen werden, vor allem an kontaminierten Standorten oder bei Havarien sowie durch Abwassereinleitungen von Industriebetrieben und kleinen Unternehmen. In diesem Fall handelt es sich in der Regel um wesentlich stabilere Verbindungen, die nur bedingt biologisch abbaubar und im Wasser sehr mobil sind.

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Bei Menschen und anderen Säugetieren wirken sich LHKW hauptsächlich auf das zentrale Nervensystem, aber auch auf die Leber- und Nierenfunktionen aus. Je nach Substanz haben sie unterschiedliche krebserregende Wirkungen (AESN, 2018). Trichlorethen wird von der IARC als erwiesenermaßen krebserregend (Gruppe 1) eingestuft. LHKW sind für Wasserorganismen wenig toxisch.

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Die europäische Richtlinie 2020/2184 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserrichtlinie) legt Qualitätsgrenzwerte für sieben der 10 im Rahmen von ERMES-ii-Rhein untersuchten LHKW fest und schreibt eine regelmäßige Kontrolle dieser Verbindungen im Trinkwasser vor.

Ausgewählte Trinkwassergrenzwerte:

— 10 µg/L für die Summe aus Trichlorethen und Tetrachlorethen.
— 100 µg/L für die Summe der vier Trihalogenmethane (Chloroform, Bromdichlormethan, Dibromchlormethan, Bromoform).

Der Trinkwassergrenzwert von 10 µg/L für die Summe aus Trichlorethen und Tetrachlorethen gilt in Deutschland gemäß Grundwasserverordnung (GrwV) sowie in Frankreich gemäß Verordnung vom 9. Oktober 2023 auch für Grundwasser.

Die Richtlinie zum Grundwasser (2006/118/EG) verpflichtet die Mitgliedstaaten, eigene Grenzwerte festzulegen.

In der Schweiz legt die VSBG genau wie die europäische Trinkwasserrichtlinie einen Schwellenwert von 10 µg/L für die Summe von TCE und PCE fest, während die GSchV für Grundwasser den Schwellenwert von 1 µg/L festlegt.

Die für die einzelnen Parameter berücksichtigten grenzüberschreitenden Schwellenwerte (Qualitätsgrenzwerte für Trinkwasser und Schwellenwerte für Grundwasser) sind im **Anhang 3** aufgeführt.

5.7.1.2. Liste der in ERMES-ii-Rhein untersuchten LHKW

Im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein wurden zehn LHKW untersucht (**Anhang 1**), darunter Trichlorethen und Tetrachlorethen. Alle waren bereits im Projekt ERMES-Rhein 2016 analysiert worden.

5.7.1.3. État des lieux transfrontalier

Lecture et base d'évaluation des résultats

Les résultats de ce rapport sont représentés et interprétés en considérant les valeurs seuils transfrontalières de chaque substance (**cf. Annexe 3**). Pour le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène, qui font ci-après l'objet d'une exploitation spécifique, un « seuil d'alerte » fixé à 80 % de la valeur seuil transfrontalière est appliqué.

Situation générale

Les dix substances communes recherchées ont été toutes quantifiées au moins une fois par un des partenaires (**Figure 5.33**). Le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène sont les deux molécules les plus quantifiées, respectivement sur 27 et 19,7 % des points. La quantification des autres molécules est observée à une fréquence beaucoup plus faible, comprise entre 0,2 % et 6,2 %.

Situation par substance

Le composé le plus déclassant est le tétrachloroéthylène : 20 ouvrages dépassent la valeur seuil transfrontalière de 10 µg/L. En dehors de cette molécule, seul le trichloroéthane dépasse sa valeur seuil transfrontalière (1 µg/L, valeur seuil pour les eaux souterraines suisses), sur deux ouvrages.

Zoom sur la somme du tétrachloroéthylène et du trichloroéthylène

Au moins un des deux paramètres (tétrachloroéthylène et trichloroéthylène) est quantifié sur 313 points de mesure, soit 31,9 % du réseau transfrontalier.

La somme des deux paramètres présente un dépassement de la valeur seuil de 10 µg/L sur 21 ouvrages.

La somme de concentration maximale relevée est de 353,3 µg/L au nord-ouest de Fribourg-en-Brisgau.

La présence de ces substances est marquée autour des agglomérations comme Bâle, Fribourg-en-Brisgau ou Strasbourg (Carte 5.15). Les dépassements de la limite de qualité se concentrent majoritairement autour des grandes agglomérations comme Karlsruhe ou Heidelberg, mis à part quelques occurrences ponctuelles.

Le taux de quantification d'au moins un des deux composés s'élève à (**Figure 5.34**) :

— 100 % dans les cantons suisses ;
— 33,8 % en Alsace ;
— 32,4 % dans le Bade-Wurtemberg ;
— 26,4 % en Hesse ;
— 14,8 % en Rhénanie-Palatinat.

5.7.1.3. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse auf der Karte und der Grafik liegten die grenzüberschreitende Schwellenwerte für jeden Stoff zu Grunde (**s. Anhang 3**). Für Trichlorethen und Tetrachlorethen, die im Folgenden gesondert behandelt werden, gilt ein "Warnwert" von 80 % des grenzüberschreitenden Schwellenwerts.

Allgemeine Lage

Die zehn gemeinsamen Substanzen wurden jeweils mindestens einmal von jedem Partner quantifiziert (**Abbildung 5.33**). Am häufigsten waren Tetrachlorethen und Trichlorethen nachweisbar, jeweils an 27 % bzw. 19,7 % der Messstellen. Die Fundhäufigkeit der anderen Stoffe war viel geringer und lag zwischen 0,2 % und 6,2 %.

Situation nach Substanz

Die Verbindung mit den meisten Überschreitungen des Trinkwassergrenzwerts war Tetrachlorethen: Der Wert von 10 µg/L wurde an 20 Messtellen überschritten. Abgesehen von dieser Substanz lag nur Trichlorethan an zwei Messtellen über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert (Schweizer Schwellenwert für Grundwasser) von 1 µg/L.

Fokus auf die Summe von Tetrachlorethen und Trichlorethen

An 313 Messstellen wurde wenigstens einer der beiden Parameter (Tetra- und Trichlorethen) quantifiziert, was 31,9 % des grenzüberschreitenden Messnetzes entspricht.

Die Summe der beiden Parameter überschritt den Schwellenwert von 10 µg/L an 21 Messtellen.

Die Höchstkonzentration wurde mit 353,3 µg/L nordwestlich von Freiburg im Breisgau gemessen.

Das Vorkommen dieser Stoffe ist in Ballungsräumen wie Basel, Freiburg im Breisgau oder Straßburg besonders ausgeprägt (Karte 5.15). Der Trinkwassergrenzwert wurde mit Ausnahme einiger punktueller Überschreitungen überwiegend in großen Ballungsräumen wie Karlsruhe oder Heidelberg überschritten.

Bestimmungshäufigkeit für mindestens eine der beiden Verbindungen (**Abbildung 5.34**):

— 100 % in den Schweizer Kantonen
— 33,8 % im Elsass
— 32,4 % in Baden-Württemberg
— 26,4 % in Hessen
— 14,8 % in Rheinland-Pfalz.

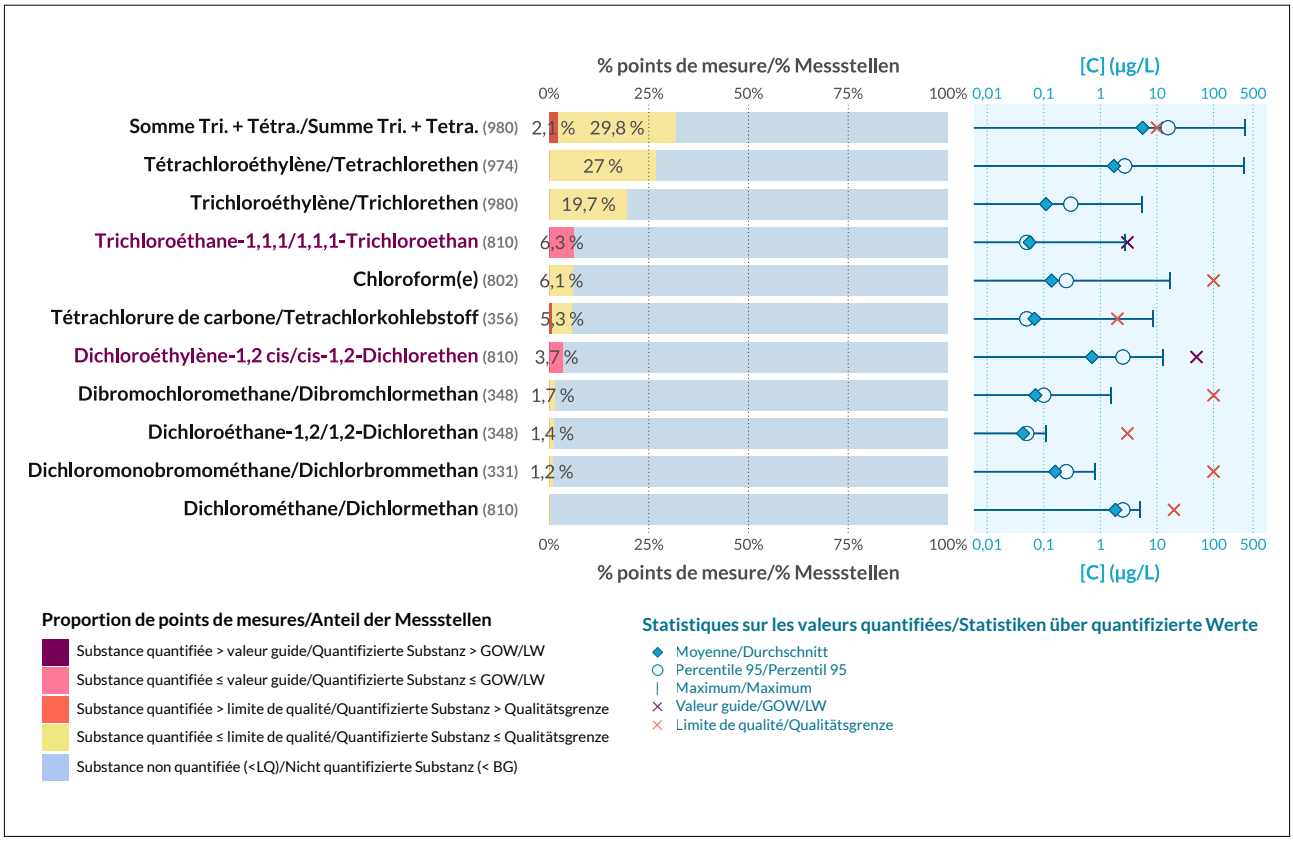


Figure 5.33 : Caractérisation de la présence des COHV. À gauche : Fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières. À droite : indicateurs statistiques des distributions des concentrations (en µg/L)

Abbildung 5.33: Charakterisierung des Nachweises der LHKW; links: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte; rechts: statistische Indikatoren für die Konzentrationsverteilungen (in µg/L)

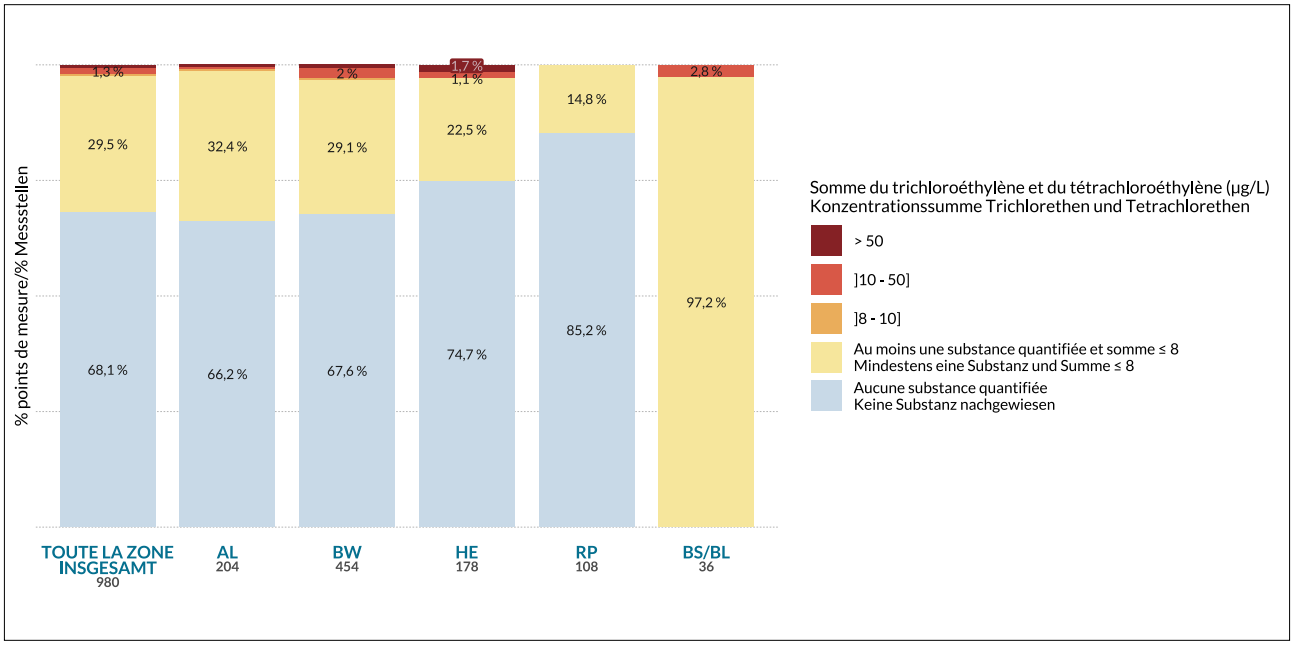


Figure 5.34 : Répartition des classes de concentration et fréquences de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière par région pour la somme du tétrachloroéthylène et du trichloroéthylène

Abbildung 5.34: Aufteilung der Konzentrationsklassen nach Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für die Summe aus Tetrachlorethen und Trichlorethen nach Region

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Composés organiques halogénés volatils (COHV)
Trichloroéthylène et tétrachloroéthylène

980 points de mesure

Valeur seuil transfrontalière : 10 µg/L (UE 2020/2184)

Limites de quantification (LQ) considérées : LQ par partenaire pour chaque substance

Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW)
Trichlorethen und Tetrachlorethen

980 Messstellen

Grenzüberschreitender Schwellenwert: 10 µg/L (EU 2020/2184)

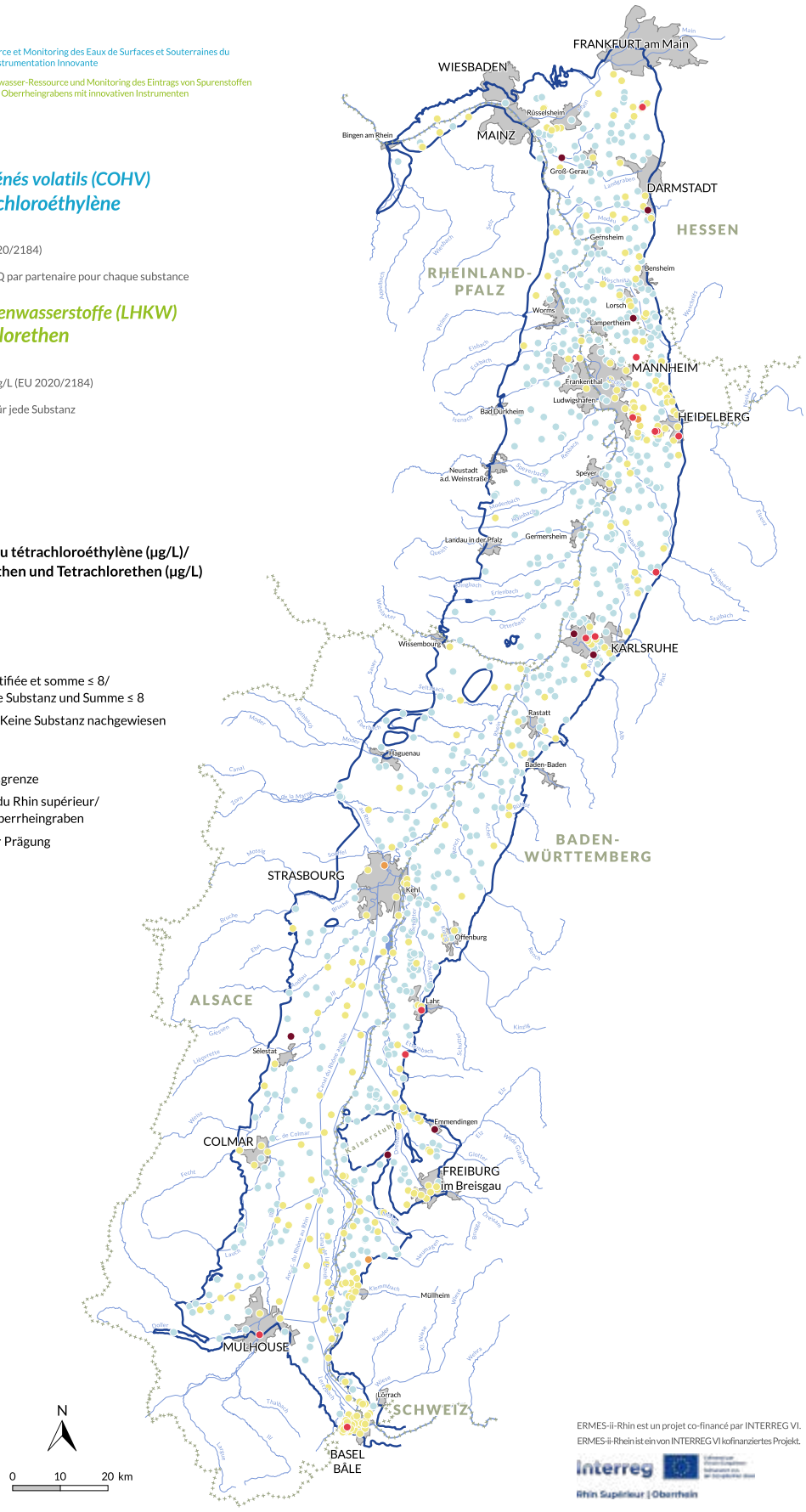
Bestimmungsgrenzen (BG): BG pro Partner für jede Substanz

2022-2024

Somme du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène (µg/L)/
Konzentrationssumme Trichlorethen und Tetrachlorethen (µg/L)

- > 50
-]10 - 50]
-]8 - 10]
- Au moins une substance quantifiée et somme ≤ 8/ Mindestens eine quantifizierte Substanz und Summe ≤ 8
- Aucune substance quantifiée/Keine Substanz nachgewiesen

- Limite administrative/Verwaltungsgrenze
- Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/ Grenze der Lockersedimente im Oberrheingraben
- Zone urbanisée/Fläche städtischer Prägung



ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.
Interreg
Rhin Supérieur | Oberrhein

Carte 5.15 : Quantification et dépassement de la valeur seuil transfrontalière de la somme du tétrachloroéthylène et du trichloroéthylène

Karte 5.15: Quantifizierung und Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für die Summe von Tetrachlorethen und Trichlorethen

5.7.1.4. Comparaison des résultats inventaire 2009 / ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

[**N.B. :** La comparaison des concentrations 2009-2016-2024 porte sur la somme du tri- et du tétrachloroéthylène, les deux COHV les plus fréquemment quantifiés et induisant le plus de dépassements. Cette somme constitue également la série historique de données la plus longue disponible pour l'ensemble des partenaires.]

La comparaison des résultats porte sur 453 points de mesure communs aux trois périodes de projet. Les limites de quantification n'ont pas été harmonisées car la valeur seuil transfrontalière de 10 µg/L est toujours largement supérieure aux LQ les moins basses.

Les dépassements de la valeur seuil transfrontalière ont baissé entre 2016 et 2024, passant de 4 % à 2,9 %, revenant au niveau de 2009 (**Figure 5.35**).

Cette baisse à l'échelle transfrontalière s'explique par la diminution continue de la fréquence de dépassement observée depuis 2009 en Hesse, passant de 12,8 % à 5,1 %. Pour les autres partenaires, les dépassements de 2024 restent du même ordre que ceux de 2016.

5.7.1.4. Vergleich der Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2009 / ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

[**Anmerkung:** Der Vergleich der Konzentrationen 2009–2016–2024 bezieht sich auf die Summe von Tri- und Tetrachlorethen, den beiden LHKW, die am häufigsten nachgewiesen wurden und die häufigsten Überschreitungen aufwiesen. Diese Summe stellt auch die am weitesten zurückreichende Datenreihe dar, die für alle Partner verfügbar ist.]

Der Vergleich der Ergebnisse bezieht sich auf 453 konsistente Messstellen der drei Beobachtungszeiträume. Die Bestimmungsgrenzen wurden nicht vereinheitlicht, da der grenzüberschreitende Schwellenwert von 10 µg/L immer noch weit über den niedrigsten Bestimmungsgrenzen liegt.

Die Häufigkeit der Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts sanken zwischen 2016 und 2024 von 4 % auf 2,9 % und erreichten damit wieder das Niveau von 2009 (**Abbildung 5.35**).

Zurückzuführen ist dieser grenzüberschreitende Rückgang auf die seit 2009 in Hessen beobachtete kontinuierliche Abnahme der Überschreitungshäufigkeit von 12,8 % auf 5,1 %. Bei den anderen Partnern lagen die Überschreitungen im Jahr 2024 in etwa auf dem Niveau von 2016.

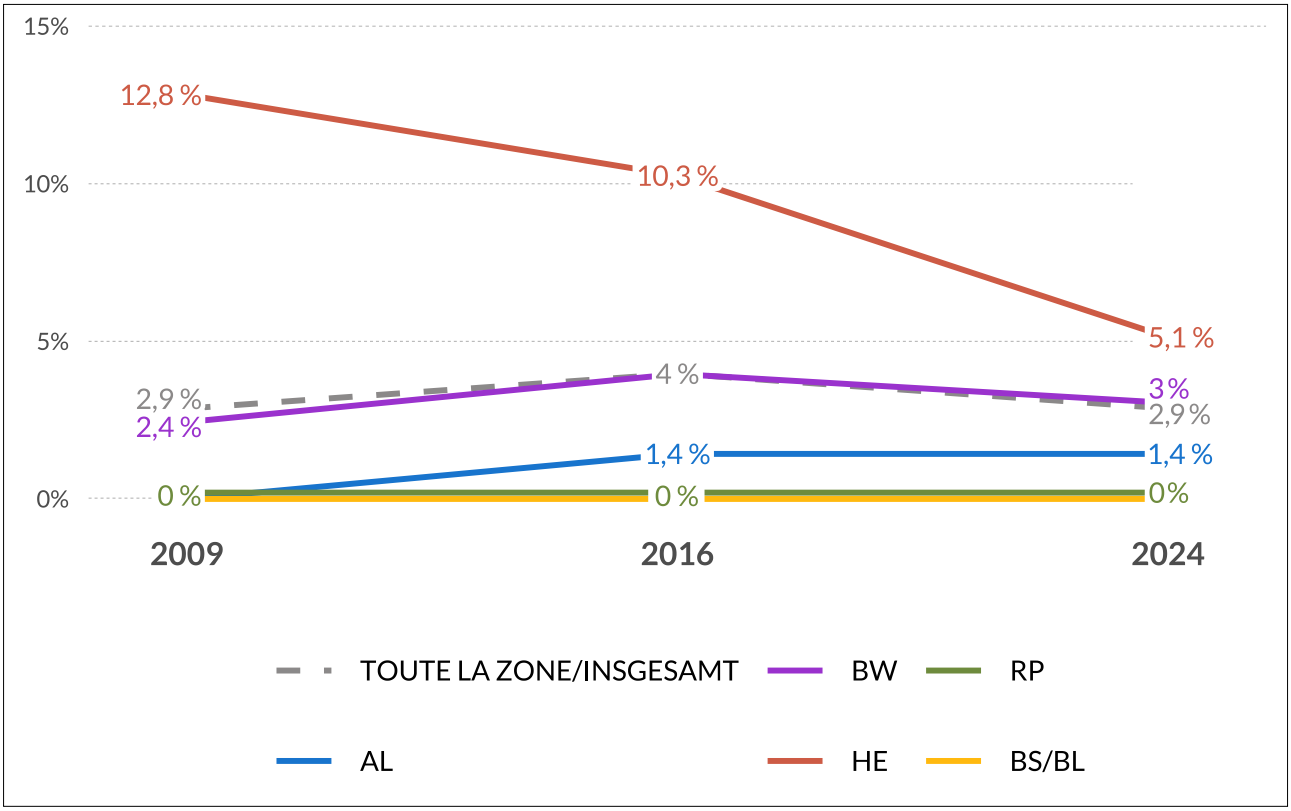


Figure 5.35 : Évolution de la fréquence des dépassements de la valeur seuil transfrontalière pour la somme des concentrations de tétrachloroéthène et de trichloroéthène par région entre 2009, 2016 et 2024

Abbildung 5.35: Entwicklung der Häufigkeit der Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für die Konzentrationssumme von Tetrachlorethen und Trichlorethen pro Region zwischen 2009, 2016 und 2024

5.7.1.5. Focus par région

Alsace

En Alsace, les 10 COHV communs ont été recherchés sur 204 points de mesure. La présence d'au moins un COHV a été détectée sur 42,2 % des ouvrages. Sept substances ont été quantifiées au moins une fois ; le 1,2-dichloroéthane, le dichlorométhane et le cis-1,2-dichloroéthylène ne sont pas retrouvées en Alsace.

Tout comme à l'échelle transfrontalière, ce sont le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène qui sont les composés les plus quantifiés, sur respectivement 24 et 22,1 % des points de mesure. Au moins une de ces deux substances a été quantifiée sur 33,8 % des points. Les secteurs les plus contaminés par ces deux composés sont généralement urbains et industriels : grandes agglomérations (Strasbourg, Mulhouse et Colmar) et le long de la Thur. Seulement deux ouvrages présentent des concentrations supérieures à la valeur réglementaire (10 µg/L) pour la somme du tri- et du tétrachloroéthylène : au nord de Sélestat (53 µg/L) et dans la ville de Mulhouse.

Par ailleurs, 51 ouvrages présentent des concentrations supérieures à la LQ en 1,1,1-trichloroéthane ; deux points dépassent la valeur seuil de 1 µg/L. Le chloroforme est présent sur 49 points de mesure, avec une valeur maximale de concentration mesurée de 17 µg/L.

Le nombre de dépassements de la somme du tri- et du tétrachloroéthylène est identique sur les points communs aux deux campagnes (1,4 %) de 2016 et 2023.

Bade-Wurtemberg

Dans le Bade-Wurtemberg, 448 à 454 points de mesure ont été analysés pour détecter la présence de six COHV. Au moins l'une des substances a été détectée sur 159 points de mesure. Trois COHV ont été relevés sur 13 points de mesure, et le maximum de quatre COHV différents a été mesuré sur un point de mesure. Les substances les plus quantifiées individuellement sont le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène. Le tétrachloroéthylène a été mesuré sur 136 (30,4 %) des points de mesure, le trichloroéthylène sur 72 points (15,9 %). Sur 61 points de mesure, les deux substances ont été mesurées. Les points de mesure où les quantifications pour ces deux COHV étaient positives se situent principalement dans des zones industrielles, commerciales et résidentielles. Le seuil de 10 µg/L, qui correspond à la somme du tétrachloroéthylène et du trichloroéthylène, a été dépassé sur 13 points de mesure. Sur tous ces 13 points, le tétrachloroéthylène, en tant que composé individuel, est à l'origine du dépassement du seuil avec des concentrations supérieures à 10 µg/L. En revanche, le trichloroéthylène, avec des concentrations comprises entre 0,1 µg/L et 5,4 µg/L, ne contribue aux dépassements du seuil qu'à hauteur de 0,1 % à 19,1 %.

5.7.1.5. Fokus nach Partnerregion

Elsass

Im Elsass wurden die 10 gemeinsamen LHKW an 204 Grundwassermessstellen untersucht. An 42,2 % der Messstellen wurde mindestens eine Substanz gefunden. Sieben LHKW wurden mindestens einmal quantifiziert; 1,2-Dichlorethan, Dichlormethan und cis-1,2-Dichlorethen waren im Elsass nicht nachweisbar.

Wie auch grenzüberschreitend sind Tetrachlorethen und Trichlorethen die am häufigsten nachgewiesenen Verbindungen. Sie wurden an 24 % bzw. 22,1 % der Messstellen nachgewiesen. Wenigstens eine der beiden Substanzen wurde an 33,8 % der Messstellen quantifiziert. Die am stärksten mit diesen beiden Verbindungen belasteten Gebiete sind in der Regel städtisch und industriell geprägt wie die großen Ballungsräume Straßburg, Mulhouse und Colmar sowie entlang der Thur. Den Schwellenwert von 10 µg/L für die Summe von Tri- und Tetrachlorethen überschritten nur zwei Messstellen: nördlich von Sélestat (53 µg/L) und in der Stadt Mulhouse.

Darüber hinaus lagen 51 Messstellen über der Bestimmungsgrenze von 1,1,1-Trichlorethan; zwei Messstellen lagen über dem Schwellenwert von 1 µg/L. Chloroform war an 49 Messstellen nachweisbar. Der höchste gemessene Konzentrationswert betrug 17 µg/L.

Der Vergleich von 2016 und 2023 ergab eine identische Anzahl an Überschreitungen der Summe von Tri- und Tetrachlorethen an den konsistenten Messstellen der beiden Kampagnen (1,4 %).

Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg wurden 448 bis 454 Messstellen auf sechs LHKW untersucht. An 159 Messstellen konnte mindestens einer der beprobten Stoffe nachgewiesen werden. An 13 Messstellen wurden drei LHKW, an einer Messstelle das Maximum von vier unterschiedlichen LHKW gemessen. Die häufigsten Einzelstoff-Nachweise wurden für Tetrachlorethen und Trichlorethen festgestellt. Tetrachlorethen wurde an 136 (30,4 %) der beprobten Messstellen festgestellt, Trichlorethen an 72 Messstellen (15,9 %). An 61 Messstellen wurden beide Stoffe nachgewiesen. Die Messstellen mit Positivbefunden dieser beiden LHKW liegen mit ihren Einzugsgebieten überwiegend in Industrie-, Gewerbe- und Siedlungsgebieten. Der Schwellenwert von 10 µg/L, der Summe aus Tetrachlorethen und Trichlorethen, wurde an 13 Messstellen überschritten. An allen 13 Messstellen ist Tetrachlorethen als Einzelverbindung in Konzentrationen von über 10 µg/L die Ursache der Schwellenüberschreitung. Trichlorethen trug dagegen mit Konzentrationen von 0,1 µg/L bis 5,4 µg/L nur zu 0,1 % bis 19,1 % zu den Überschreitungen des Schwellenwerts bei. Diese hohen Konzentrationen werden durch naheliegende

Ces fortes concentrations s'expliquent par la proximité de sites contaminés par d'anciennes industries métallurgiques, de fuites industrielles, de stations-service, de pressing ou de traitements de déchets. La concentration totale maximale mesurée (353,3 µg/L) a été enregistrée sur un point de mesure proche d'un site sinistré connu.

Pour le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène, le taux de détection d'au moins l'une des deux substances est en légère baisse (35 % des points de mesure en 2016 contre 32,8 % en 2024). Le nombre de points de mesure présentant des dépassements cumulés diminue également, passant de 19 à 13 points. Contrairement au tri- et au tétrachloroéthylène, les quantifications des autres COHV sont moindres. Le dichlorométhane a été retrouvé sur un point de mesure, le chloroforme sur 10 points de mesure (2,2 %), le 1,1,1-trichloroéthane et le produit de dégradation cis-1,2-dichloroéthène respectivement sur 7 points de mesure (1,5 %) et 17 points de mesure (3,7 %). On ne constate aucune variation notable pour ces composés par rapport à 2016.

Hesse

Six composés halogénés volatils ont été retrouvés dans les eaux souterraines de la partie hessoise de la zone d'étude. Le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène ont été relevés sur 178 points de mesure au total, tandis que le dichlorométhane, le tétrachlorométhane, le 1,1,1-trichloroéthane et le cis-1,2-dichloroéthène ont été retrouvés sur huit points de mesure. L'attention porte donc ici exclusivement sur le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène.

Au total, 18,5 % des points de mesure analysés ont donné des résultats positifs pour le tétrachloroéthylène. La valeur seuil transfrontalière a été dépassée sur cinq points de mesure (2,8 % des points de mesure analysés) et la concentration maximale mesurée s'élevait à 139 µg/L. Le trichloroéthylène a été retrouvé sur 17,4 % des points de mesure analysés, la concentration maximale étant de 5,3 µg/L. Pour ERMES-Rhin 2016, le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène avaient été retrouvés sur 16,7 % des 203 points de mesure. La concentration maximale de tétrachloroéthylène était alors de 360 µg/L.

Les quantifications pour le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène dans la partie hessoise de la zone d'étude font apparaître quelques pollutions ponctuelles de nature anthropique (par exemple des sinistres). Celles-ci se trouvent principalement dans les grandes agglomérations et les zones industrielles où des sinistres ou d'anciens sites ont été recensés. La pollution par les COHV n'est donc pas généralisée. Le point de mesure ayant la valeur maximale en tétrachloroéthylène (139 µg/L) n'est pas associé à un usage eau potable.

Altlasten ehemaliger metallverarbeitender Gewerbe, Industrieleckagen, Tankstellen, chemischen Reinigungen oder Abfallverarbeitungen verursacht. Die maximal gemessene Summenkonzentration von 353,3 µg/L wurde an einer Messstelle in der Nähe eines bekannten Schadensfalls gemessen.

Für Tetrachlorethen und Trichlorethen lässt sich ein leichter Rückgang der Nachweisquote von mindestens eines der beiden Stoffe an 35 % der Messstellen in den Messungen 2016 auf 32,8 % beobachten. Auch die Anzahl der Messstellen mit Summenüberschreitungen verringerte sich von 19 auf 13 Messstellen. Im Gegensatz zu Tri- und Tetrachlorethen waren die Nachweishäufigkeiten der anderen untersuchten LHKW geringer. Dichlormethan wurde an einer Messstelle nachgewiesen, Chloroform an 10 Messstellen (2,2 %), 1,1,1-Trichlorethan und das Abbauprodukt cis-1,2-Dichlorethen jeweils an sieben Messtellen (1,5 %) und 17 Messstellen (3,7 %). Bei diesen Verbindungen wurde keine nennenswerte Veränderung zu den Messungen aus 2016 festgestellt.

Hessen

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens erfolgte eine Messung von sechs leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffverbindungen. Die Verbindungen Trichlorethen und Tetrachlorethen wurden an insgesamt 178 Grundwassermessstellen untersucht und die Verbindungen Dichlormethan, Tetrachlormethan, 1,1,1-Trichlorethan und Cis-1,2-Dichlorthen wurden an acht Grundwassermessstellen untersucht. Der Fokus liegt hier daher ausschließlich auf der Auswertung von Trichlorethen und Tetrachlorethen.

Insgesamt wiesen 18,5 % der untersuchten Grundwassermessstellen Positivbefunde von Tetrachlorethen auf. Der grenzübergreifende Schwellenwert wurde an fünf Messstellen (2,8 % der untersuchten Grundwassermessstellen) überschritten und die maximal gemessene Konzentration lag bei 139 µg/L. Trichlorethen wurde an 17,4 % der untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen, wobei die Maximalkonzentration bei 5,3 µg/L lag. In ERMES-Rhein 2016 wurden Tetrachlorethen und Trichlorethen an 16,7 % der 203 untersuchten Messstellen nachgewiesen. Die Maximalkonzentration von Tetrachlorethen in ERMES-Rhein 2016 lag bei 360 µg/L.

Die Positivbefunde von Trichlorethen und Tetrachlorethen im hessischen Oberrheingraben zeigen einige punktuelle Belastungen, die auf anthropogene Quellen (z.B. Schadensfälle) hinweisen. Diese liegen vor allem in Siedlungsgroßräume sowie Industriegebiete mit früheren Schadensfällen bzw. Altstandorten. Die vorgefundenen Positivbefunde der LHKW stellen im Grundwasser demzufolge kein flächenhaftes Problem dar. Die Grundwassermessstelle mit dem sehr hohen Maximalwert von 139 µg/L für Tetrachlorethen dient nicht der Trinkwassergewinnung.

Rhénanie-Palatinat

Les substances du groupe COHV mentionnées dans le tableau récapitulatif (**Annexe 1**) ainsi que le 1,1,2-trichloroéthane ont été analysées sur 108 points de mesure proches de la surface. Au moins un de ces paramètres dépasse la limite de quantification sur environ un site de mesure sur quatre, mais aucun des points de mesure ne dépasse la valeur seuil transfrontalière correspondante. Les deux substances tri- et tétrachloroéthylène sont les plus fréquentes : elles dépassent la limite de quantification sur dix points de mesure, les deux substances étant avérées sur quatre de ces points. Les substances les plus fréquentes en deuxième et troisième position sont le 1,2-dichloroéthylène-cis (n = 8) et le chloroforme (n = 7). La concentration individuelle la plus forte concerne le chloroforme avec 0,94 µg/L au point de mesure 2155 Gimbsheim.

Rappelons que pour le réseau de mesure sélectionné, l'accent ne portait pas sur les zones urbaines, les zones industrielles ou même les sites contaminés.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

Sur les 35 COHV étudiés à Bâle-Ville, cinq substances ont été relevées dans la nappe phréatique. Le trichloréthène, le tétrachloréthylène et le trichloroéthane-1,1,1 se retrouvent sur tous les points de mesure.

Dans un quartier, une contamination à grande échelle par le tétrachloréthylène a été observée. Elle s'explique probablement par l'élimination inappropriée de solvants lors d'activités commerciales ou industrielles antérieures. En raison de canalisations défectueuses ou d'une manipulation incorrecte, le tétrachloroéthylène s'est également infiltré dans le sol et la nappe phréatique.

Le chloroforme a été relevé sur 15 points, le tétrachlorure de carbone sur 10 des 19 points de mesure.

Sur les 54 COHV étudiés dans le canton de Bâle-Campagne, cinq ont été quantifiés. Les plus retrouvés sont le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène avec respectivement des concentrations moyennes de 1,8 µg/L et 0,2 µg/L. Ils se retrouvent en effet sur 94 % des 17 points de mesure. Le trichloroéthane-1,1,1 a été quantifié sur beaucoup moins de points de mesure (29 %), concentration de 0,08 µg/L. Tout comme le dichloroéthylène cis-1,2- (24 %), quantifié à 1,6 µg/L.

Le chloroforme, qui était encore présent dans 73 % des points de mesure lors de la campagne ERMES-Rhin 2016, n'a été détecté que sur 12 % d'entre eux.

Les COHV détectés étaient autrefois fréquemment utilisés. Ils proviennent aujourd'hui encore de sites contaminés ou sont désorbés de la matrice rocheuse des aquifères. Les concentrations dans les eaux souterraines diminuent toutefois lentement.

Rheinland-Pfalz

An 108 Grundwassermessstellen des oberflächennahen Grundwassers wurden aus der Gruppe der LHKW die in der Übersichtstabelle (**Anhang 1**) genannten Stoffe sowie 1,1,2-Trichlorethan untersucht. Zwar ist an ca. jeder vierten Messstelle mindestens einer dieser Parameter oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze nachzuweisen, jedoch wird an keiner der Messstellen der jeweilige grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten. Die beiden Stoffe Tri- und Tetrachlorethen weisen die meisten Funde auf: Sie werden jeweils an zehn Messstellen oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden, wobei an vier Messstellen davon beide Stoffe nachgewiesen werden. Am zweit- und dritthäufigsten werden 1,2-Dichlorethen-cis (n = 8) und Chloroform (n = 7) gefunden. Die höchste Einzelkonzentration weist Chloroform mit 0,94 µg/L an der Messstelle 2155 Gimbsheim auf.

Anzumerken ist hierbei, dass beim ausgewählten Messnetz der Fokus nicht auf Siedlungsräumen, Industriearealen oder gar Altlasten lag.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

Von 35 in Basel-Stadt untersuchten LHKW wurden fünf Stoffe im Grundwasser nachgewiesen. Trichlorethen, Tetrachlorethen und 1,1,1-Trichlorethan wurden in sämtlichen Messstellen gefunden.

In einem Stadtteil wurde eine großflächige Kontamination von Grundwasser mit Tetrachlorethen festgestellt. Die Ursache liegt vermutlich in unsachgemäßer Handhabung und Entsorgung von Lösungsmitteln bei früheren gewerblichen bzw. industriellen Tätigkeiten. Bei defekten Leitungen oder unsauberem Umgang gelangte PER ebenfalls in den Boden und ins Grundwasser.

Chloroform wurde in 15, Tetrachlormethan in 11 von 19 Messstellen gemessen.

Von 54 untersuchten LHKW im Kantone Basel-Landschaft konnten fünf im Grundwasser nachgewiesen werden. Am prominentesten vertreten mit Nachweisen an je 94 % der 17 Messstellen war Tetrachlorethen und Trichlorethen mit mittleren Konzentrationen von 1,8 µg/L resp. 0,2 µg/L. Schon an deutlich weniger Messstellen nachgewiesen wurde Trichlorethan, 1,1,1- (29 %) mit 0,08 µg/L und Dichlorethen, cis-1,2- (24 %) mit 1,6 µg/L.

Chloroform, das in der Kampagne ERMES-Rhein 2016 noch an 73 % der Messstellen gefunden wurde, konnte nur noch an 12 % nachgewiesen werden.

Die nachgewiesenen LHKW wurden früher häufig verwendet und gelangten heute noch aus belasteten Standorten ins Grundwasser oder werden aus der Gesteinsmatrix der Grundwasserleiter desorbiert. Die Konzentrationen im Grundwasser sind jedoch langsam rückläufig.

5.7.2.

Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques

Recherchés en Alsace, en Rhénanie-Palatinat et dans les cantons suisses, les hydrocarbures mono- et polycycliques sont relativement peu quantifiés. Le toluène est le composé aromatique le plus retrouvé, présent sur 17,5 % des points de mesure. Les dépassements des valeurs seuils transfrontalières sont localisés pour cette famille de polluants.

5.7.2.1. Généralités

Caractéristiques générales

Les hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques sont des composés organiques constitués d'un ou plusieurs cycles aromatiques.

Avec un seul cycle aromatique, le benzène et ses dérivés (éthylbenzène, xylène, toluène, etc.) appartiennent à la famille des hydrocarbures aromatiques monocycliques.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont caractérisés par la présence d'au moins deux cycles benzéniques. En raison de la diversité de leurs sources d'émission, de leurs nombreuses possibilités d'isomérie et de leur réactivité avec des espèces oxydantes, plus d'une centaine d'hydrocarbures aromatiques polycycliques peuvent être présents dans l'atmosphère (INERIS, 2025).

Voies de contamination environnementales

Les hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques sont principalement émis dans l'atmosphère à la suite de combustions incomplètes ou de la pyrolyse de matières organiques.

Les principales sources de ces composés sont d'origine anthropiques et comprennent l'industrie, le chauffage au bois, les gaz d'échappements des véhicules ainsi que l'incinération de déchets (Patel, 2020). Ils peuvent aussi être émis naturellement lors de feux de forêts ou en cas d'éruption volcanique.

Dans les zones rurales, les concentrations élevées en HAP sont principalement attribuables à des sources domestiques et agricoles, tandis que dans les zones urbaines, elles résultent majoritairement d'émissions industrielles, du trafic routier et de sources domestiques (Patel, 2020).

Les hydrocarbures mono- et polycycliques sont soumis à des phénomènes de transport à courte et longue distance et sont principalement éliminés de l'atmosphère par dépôt sec ou humide vers les sols et les eaux de surface (INERIS, 2025). C'est à travers leur introduction dans ces compartiments qu'ils peuvent par la suite contaminer les eaux souterraines.

Impacts sanitaires et environnementaux

L'exposition aux hydrocarbures mono- et polycycliques peut induire diverses altérations, notamment génotoxiques et épigénétiques, susceptibles de contribuer au développement de différents types de cancers (Das et al, 2022).

5.7.2.

Mono- und polyzyklische Kohlenwasserstoffe

Mono- und polyzyklische Kohlenwasserstoffe wurden im Elsass, in Rheinland-Pfalz und in den Schweizer Kantonen untersucht, jedoch relativ selten nachgewiesen. Toluol war die am häufigsten vorkommende aromatische Verbindung und an 17,5 % der Messstellen nachweisbar. Überschreitungen grenzüberschreitenden Schwellenwerte waren bei dieser Schadstoffgruppe lokal festzustellen.

5.7.2.1. Einleitung

Allgemeine Merkmale

Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK und PAK) sind organische Verbindungen, die aus einem oder mehreren aromatischen Ringen bestehen.

Benzol und seine Derivate (Ethylbenzol, Xylol, Toluol usw.), die aus einem einzigen aromatischen Ring bestehen, gehören zur Gruppe der monozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) zeichnen sich durch das Vorhandensein von mindestens zwei Benzolringen aus. Aufgrund der Vielfalt ihrer Emissionsquellen, ihrer zahlreichen Isomerieformen und ihrer Reaktivität mit oxidierenden Spezies können in der Atmosphäre mehr als einhundert polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe vorkommen (INERIS, 2025).

Eintragswege in die Umwelt

Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe werden hauptsächlich durch unvollständige Verbrennung oder Pyrolyse organischer Stoffe in die Atmosphäre abgegeben.

Die Hauptquellen dieser Verbindungen sind anthropogenen Ursprungs und umfassen Industrie, Holzheizungen, Fahrzeugabgase sowie Müllverbrennung (Patel, 2020). Sie können auch auf natürliche Weise, z.B. bei Waldbränden oder Vulkanausbrüchen freigesetzt werden.

In ländlichen Gebieten sind hohe PAK-Konzentrationen hauptsächlich häuslichen und landwirtschaftlichen Ursprungs, während sie in Siedlungsgebieten überwiegend aus Industrieemissionen, Straßenverkehr und Haushalten stammen (Patel, 2020).

Mono- und polyzyklische Kohlenwasserstoffe unterliegen Transportprozessen über kurze und lange Distanzen und werden vor allem durch trockene oder feuchte atmosphärische Deposition in Böden und Oberflächengewässer eingetragen (INERIS, 2025). Durch die Infiltration in diese Kompartimente können sie anschließend das Grundwasser verschmutzen.

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Der Kontakt mit mono- und polyzyklischen Kohlenwasserstoffen kann verschiedene insbesondere gentoxische und

Le CIRC considère notamment le benzène comme cancérogène avéré pour l'Homme (groupe 1) et l'éthylbenzène et le naphtalène comme cancérogènes possible (groupe 2B).

Les HAP présents dans les milieux aquatiques ont aussi tendance à s'accumuler dans les sédiments et les tissus des organismes, en raison de leur nature hydrophobe et lipophile. Cette bioaccumulation expose particulièrement les organismes aquatiques à des effets toxiques, tels que des altérations génotoxiques et des perturbations du développement, pouvant compromettre leur reproduction et leur survie (Honda, 2020).

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

La Directive 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, mise à jour en 2020, définit un seuil de qualité à 1 µg/L dans les eaux souterraines pour le benzène. L'application de ce seuil est transposée en droit allemand et français.

En Suisse, le benzène est également réglementé par l'Ordonnance sur l'eau potable avec une valeur limite de 1 µg/L.

Hormis le benzène, les quatre autres hydrocarbures recherchés ne sont pas soumis au sein de l'Union européenne ou dans l'un des pays partenaires, à des normes relatives à l'eau potable.

En revanche, en France et en Suisse, ces quatre autres substances (cf. Liste des HAP au paragraphe suivant) sont soumises à des valeurs seuils pour les eaux souterraines (**Annexe 3**).

5.7.2.2. Liste des hydrocarbures mono- et polycycliques recherchés dans ERMES-ii-Rhin

Quatre hydrocarbures aromatiques monocycliques et un HAP ont été recherchés dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin (**Annexe 1**). Tous avaient été recherchés lors du projet ERMES -Rhin 2016.

[**N.B. :** Cette famille de paramètres a été recherchée uniquement en Alsace, en Rhénanie-Palatinat et dans les cantons suisses.]

5.7.2.3. État des lieux transfrontalier

Les cinq substances communes recherchées ont toutes été quantifiées au moins une fois par un des trois partenaires (**Figure 5.36**).

Le toluène et le xylène sont les deux molécules les plus quantifiées, respectivement sur 17,3 % et 10,1 % des points. La quantification des autres molécules est observée à une fréquence beaucoup plus faible, comprise entre 1,7 % et 3,4 %.

Trois composés présentent des dépassements des valeurs seuils transfrontalières. Il s'agit du naphtalène, avec des dépassements observés sur quatre points de mesure (1,4 %), du toluène sur trois points (0,9 %) et du xylène sur un point (0,3 %).

epigenetische Veränderungen hervorrufen, die zur Entstehung verschiedener Krebsarten beitragen können (Das und al, 2022).

Die IARC stuft insbesondere Benzol als nachweislich krebserregend für den Menschen (Gruppe 1) und Ethylbenzol und Naphthalin als möglicherweise krebserregend (Gruppe 2B) ein.

In Gewässern vorkommende PAK neigen aufgrund ihrer hydrophoben und lipophilen Eigenschaften dazu, sich in Sedimenten und im Gewebe von Organismen anzureichern. Diese Bioakkumulation setzt Wasserorganismen besonders toxischen Wirkungen aus, wie gentoxischen Veränderungen und Entwicklungsstörungen, die ihr Überleben und ihre Fortpflanzung gefährden können (Honda, 2020).

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Die Richtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, aktualisiert im Jahr 2020, legt für Benzol einen Qualitätsschwellenwert von 1 µg/L im Trinkwasser fest. Dieser Schwellenwert wurde im deutschen und französischen Recht umgesetzt.

In der Schweiz legt die Trinkwasserverordnung für Benzol ebenfalls einen Grenzwert von 1 µg/L fest.

Für die vier anderen untersuchten Kohlenwasserstoffe (mit Ausnahme von Benzol) legen weder innerhalb der Europäischen Union noch die Partnerländer Trinkwasservorgaben fest.

In Frankreich und der Schweiz hingegen unterliegen die anderen vier Stoffe (s. Liste der PAK im folgenden Absatz) Schwellenwerten für Grundwasser (**Anhang 3**).

5.7.2.2. Liste der in ERMES-ii-Rhin untersuchten mono- und polyzyklischen Kohlenwasserstoffe

Im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein wurden vier monozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und ein PAK analysiert (**Anhang 1**). Alle wurden bereits im Projekt ERMES-Rhein 2016 untersucht.

[**Anmerkung:** Diese Parametergruppe wurde nur im Elsass, in Rheinland-Pfalz und in den Schweizer Kantonen untersucht.]

5.7.2.3. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Die fünf gemeinsamen Substanzen wurden alle mindestens einmal von einem der drei Partner nachgewiesen (**Abbildung 5.36**).

Am häufigsten wurden Toluol und Xylol an respektive 17,3 % bzw. 10,1 % der Messstellen quantifiziert. Die Bestimmungshäufigkeit der anderen Substanzen bewegte sich zwischen 1,7 % und 3,4 % und war damit viel geringer.

Bei drei Verbindungen wurden die grenzüberschreitenden Schwellenwerte überschritten: Naphthalin an vier Messstellen (1,4 %), Toluol an drei Messstellen (0,9 %) und Xylol an einer Messstelle (0,3 %).

5.7.2.4. Focus par région

Alsace

Les quatre hydrocarbures aromatiques monocycliques ont été recherchés sur 204 points de mesure, et le naphtalène (HAP) sur 134 points.

En Alsace, le xylène et le toluène sont les deux composés les plus fréquemment quantifiés, respectivement sur 18 (8,8 %) et 16 points (7,8 %) de mesure. Le naphtalène et le benzène ont été détectés sur respectivement cinq et deux ouvrages, tandis que l'éthylbenzène n'a pas été quantifié en Alsace.

Quatre points dépassent la valeur seuil transfrontalière pour le naphtalène. La valeur maximale enregistrée est de 53,1 µg/L sur un point de mesure à l'est de Guebwiller.

Concernant les autres paramètres, respectivement trois et un dépassements de la valeur seuil transfrontalière sont obtenus pour le toluène et le xylène.

La quantification de ces composés est ponctuelle et dispersée à l'échelle de la nappe d'Alsace.

Bade-Wurtemberg

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques n'ont pas été étudiés dans le Bade-Wurtemberg dans le cadre de ce projet.

Hesse

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques n'ont pas fait l'objet d'études en Hesse dans le cadre de ce projet.

Rhénanie-Palatinat

En Rhénanie-Palatinat, 108 stations de mesure des eaux souterraines ont été analysées pour détecter la présence de cinq substances (benzène, éthylbenzène, naphtalène, toluène et ortho-xylène) dans la zone et pendant la période couvertes par le projet. Aucune des substances n'a dépassé la valeur seuil transfrontalière. Le toluène a été mesuré à 32 stations de mesure (29,6 %, valeur maximale 0,19 µg/l) au-dessus de la limite de quantification (LQ), l'ortho-xylène à 17 stations de mesure (15,7 %, valeur maximale 0,088 µg/l), l'éthylbenzène à 11 stations de mesure (10,2 %, valeur maximale 0,043 µg/l), le benzène à quatre stations de mesure (3,7 %, valeur maximale 0,04 µg/l) et le naphtalène à aucune station de mesure.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques n'ont pas été étudiés dans le canton de Bâle-Campagne dans le cadre de ce projet.

5.7.2.4. Fokus nach Partnerregion

Elsass

Die vier monocyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe wurden an 204 Messstellen untersucht, Naphthalin (PAK) an 134 Messstellen.

Im Elsass sind Xylol und Toluol die beiden am häufigsten gemessenen Verbindungen, jeweils an 18 (8,8 %) bzw. 16 (7,8 %) Messstellen. Naphthalin und Benzol wurden an jeweils fünf bzw. zwei Messstellen nachgewiesen, während Ethylbenzol im Elsass nicht nachgewiesen wurde.

An vier Messstellen wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert für Naphthalin überschritten. Der höchste gemessene Wert lag bei 53,1 µg/L an einer Messstelle östlich von Guebwiller.

Bei den anderen Parametern wurden jeweils drei und ein Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für Toluol und Xylol registriert.

Die Quantifizierung dieser Verbindungen erfolgt punktuell und ist über das gesamte Grundwassernetz des Elsass verteilt.

Baden-Württemberg

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe wurden in Baden-Württemberg im Zuge dieses Projekts nicht untersucht.

Hessen

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe wurden in Hessen im Zuge dieses Projekts nicht untersucht.

Rheinland-Pfalz

In Rheinland-Pfalz wurden im Projektgebiet und –zeitraum 108 Grundwassermessstellen auf die fünf Stoffe Benzol, Ethylbenzol, Naphthalin, Toluol und ortho-Xylol untersucht. Für keinen der Stoffe wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten. Toluol wurde an 32 Messstellen (29,6 %, Maximalwert 0,19 µg/l) oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG) gemessen, ortho-Xylol an 17 Messstellen (15,7 %, Maximalwert 0,088 µg/l), Ethylbenzol an 11 Messstellen (10,2 %, Maximalwert 0,043 µg/l), Benzol an vier Messstellen (3,7 %, Maximalwert 0,04 µg/l) und Naphthalin an keiner Messstelle.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe wurden im Kanton Basel-Landschaft im Zuge dieses Projekts nicht untersucht.

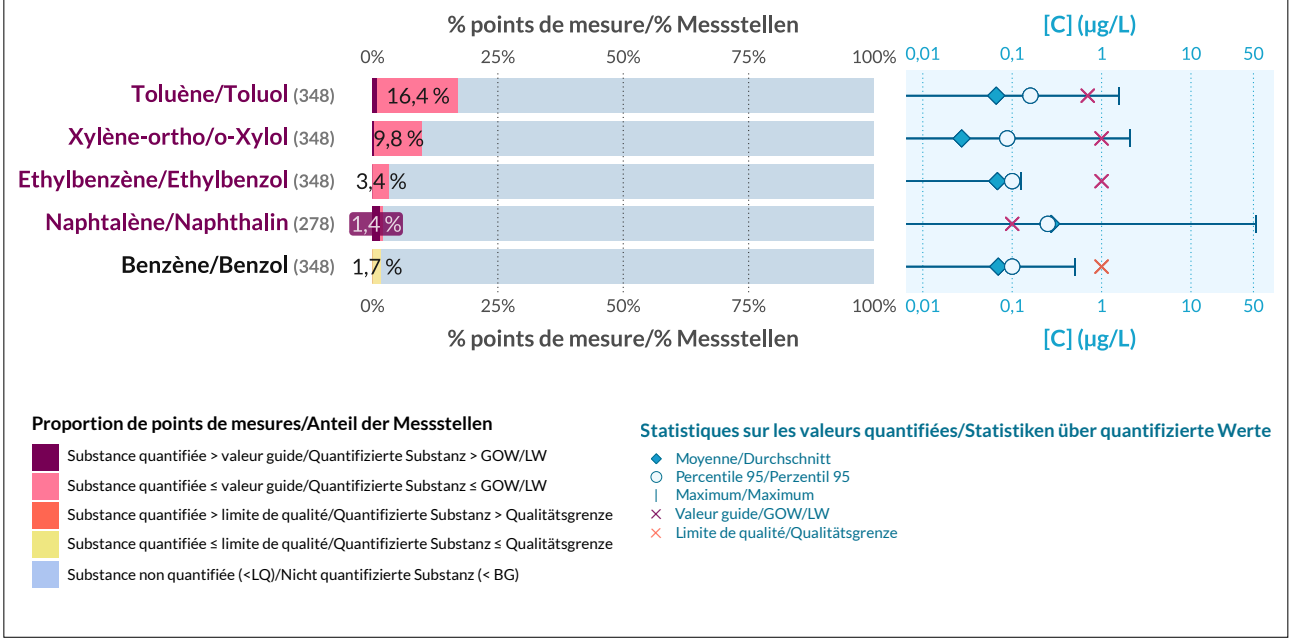


Figure 5.36 : Caractérisation de la présence des hydrocarbures mono- et polycycliques.
À gauche : fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières.
À droite : indicateurs statistiques des distributions des concentrations (en µg/L).

Abbildung 5.36: Charakterisierung des Nachweises von mono- und polyzyklischen Kohlenwasserstoffen;
links: Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte;
rechts: statistische Indikatoren der Konzentrationsverteilungen (in µg/L)

5.8.

Autres paramètres inorganiques

5.8.1.

Chlorures

À l'échelle de l'aquifère, 1,6 % des points de mesure examinés présentent des concentrations supérieures à la valeur seuil transfrontalière 250 mg/L.

Au sud de la zone d'étude, les panaches de pollutions présents depuis longtemps au Pays de Bade, entre Buggingen et Breisach, ont quasiment disparu tandis que ceux situés au nord de Mulhouse ne disparaissent que très lentement.

Au nord-ouest de l'aquifère, en Rhénanie-Palatinat, des concentrations supérieures à la valeur seuil transfrontalière (250 mg/L) continuent d'être observées, en lien avec le salage du réseau routier.

Entre 2016 et 2024, les niveaux de concentrations apparaissent globalement stables.

5.8.1.1. Généralités

Caractéristiques générales

L'anion chlorure (Cl^-) est un atome de chlore chargé d'un électron supplémentaire.

Les chlorures se trouvent naturellement à forte concentration dans l'eau de mer (environ 19 g/kg d'eau de mer). Ils se retrouvent dans les sédiments marins issus d'évaporation d'eau de mer, qui peuvent devenir des roches sédimentaires (évaporites), notamment la halite (NaCl) et la sylvinite (KCl-NaCl). Ces roches constituent des gisements continentaux de sels, comme ceux du bassin potassique d'Alsace.

Gisements naturels et utilisation

La sylvinite constitue la principale matière première utilisée dans la production d'engrais potassiques.

Son exploitation a été particulièrement intensive au nord de Mulhouse (France) et dans le Bade-Wurtemberg (Allemagne), où des formations évaporitiques d'âge oligocène sont présentes sous l'aquifère rhénan.

Dans le bassin potassique d'Alsace, au sein des Mines de Potasse d'Alsace (MDPA), l'extraction du minerai de potasse a atteint un volume cumulé d'environ 567 millions de tonnes de minerai brut entre 1910 et 2004.

Voies de contamination environnementales

Les terrils issus de l'exploitation de la potasse renferment une proportion élevée de chlorures. La dissolution progressive de ces sels sous l'effet des précipitations, suivie de leur infiltration dans la nappe phréatique, constitue la principale source de contamination en chlorures des eaux souterraines du Rhin supérieur.

5.8.

Weitere anorganische Parameter

5.8.1.

Chlorid

Im gesamten Untersuchungsgebiet überschritten 1,6 % der untersuchten Messstellen den grenzüberschreitenden Schwellenwert von 250 mg/L.

Im Süden des Untersuchungsgebiets sind die seit Langem in Baden-Württemberg vorhandenen Chloridfahnen im Grundwasserkörper zwischen Buggingen und Breisach rückläufig, während sie nördlich von Mulhouse weiterhin nur sehr langsam verschwinden.

Im nordwestlichen Grundwasserleiter in Rheinland-Pfalz wurden weiterhin Konzentrationen über dem grenzüberschreitend Schwellenwert (250 mg/L) beobachtet, die mit der Verwendung von Streusalz auf den Straßen zusammenhängen. Zwischen 2016 und 2024 haben sich die Konzentrationswerte insgesamt wenig verändert.

5.8.1.1. Einleitung

Allgemeine Merkmale

Das Chloridanion (Cl^-) ist ein Chloratom, das mit einem zusätzlichen Elektron geladen ist.

Chlorid kommt natürlich in hoher Konzentration im Meerwasser vor (etwa 19 g/kg Meerwasser). Es ist als Salz in den Ablagerungen enthalten, die durch die Verdunstung von Meerwasser entstehen und Sedimentgesteine (Evaporite) wie Halit (NaCl) und Sylvinit (KCl-NaCl) bilden können. Diese Gesteine bilden kontinentale Salzlagerstätten, wie beispielsweise im elsässischen Kalirevier.

Natürliche Vorkommen und Verwendung

Sylvinit ist der Hauptrohstoff bei der Herstellung von Kalidünger. Es wurde besonders intensiv nördlich von Mulhouse (Frankreich) und in Baden-Württemberg (Deutschland) abgebaut, wo sich unter dem Grundwasserleiter des Oberrheingrabens Evaporitformationen aus dem Oligozän befinden.

Im elsässischen Kalirevier förderten die *Mines de Potasse d'Alsace* (MDPA) zwischen 1910 und 2004 insgesamt rund 567 Millionen Tonnen Rohsalz.

Eintragswege in die Umwelt

Kalihalden enthalten viel Chlorid. Die kontinuierliche Auflösung dieser Salze durch Niederschläge und ihre anschließende Infiltration in das Grundwasser sind im Oberrheingraben die Hauptursache für Grundwasserverunreinigung mit Chlorid.

Ebenfalls anthropogenen Ursprungs sind diffuse Chlorideinträge durch die Verwendung von Streusalzen, der Aus-

Des contaminations diffuses en chlorures d'origine anthropique résultent également de l'emploi de sels de déneigement, de la lixiviation des décharges ou des rejets d'eaux usées issues de STEU.

Les ions chlorure figurent parmi les anions les plus mobiles dans les milieux poreux, ce qui fait d'eux des traceurs particulièrement adaptés à l'étude des processus de transport et de diffusion au sein des aquifères.

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

Depuis 1998, la directive communautaire 98/83/CE fixe la valeur paramétrique de 250 mg/L pour les chlorures dans les eaux destinées à la consommation humaine. Sa révision en 2020 (2020/2184/UE) n'a pas fait évoluer cette norme, transposée en droit français et allemand, comme limite de potabilité.

L'OPBD fixe également une limite de potabilité à 250 mg/L pour la Suisse.

Pour les eaux souterraines, la directive européenne 2006/118/CE charge les États Membres de fixer leurs propres valeurs seuils nationales, soit 250 mg/L pour la France et l'Allemagne. En Suisse, l'OEaux fixe une exigence chiffrée de 40 mg/L.

5.8.1.2. État des lieux transfrontalier

Lecture et base d'évaluation des résultats

Les résultats sont représentés et interprétés à partir de la valeur seuil transfrontalière de 250 mg/L.

Les valeurs de graduation suivantes sont utilisées pour préciser la distribution des résultats :

- Un seuil dit « d'alerte » à 80 % de la limite de qualité, soit 200 mg/L ;
- Un seuil intermédiaire et arbitraire à 100 mg/L ;
- Un seuil de 25 mg/L à partir duquel les concentrations en chlorures ne sont plus considérées comme naturelles (le potentiel géochimique naturel de la nappe rhénane correspond à des teneurs en chlorures de 25 à 30 mg/L maximum).

Les concentrations en chlorures ont été analysées sur un réseau de 1491 points de mesure à l'échelle transfrontalière, captant en majeure partie les couches superficielles de l'aquifère (en moyenne environ 20,5 m).

Les valeurs moyenne et médiane dans la nappe du Rhin supérieur sont respectivement de 56,3 mg/L et de 35,4 mg/L (**Figure 5.38**).

La majorité des concentrations mesurées (68 %) apparaissent égales ou supérieures au seuil "naturel" de 25 mg/L (**Figure 5.37**).

Au total, 24 points de mesure (1,6 % du réseau transfrontalier) affichent des teneurs supérieures à la valeur seuil

waschung von Deponien oder der Einleitung von Abwässern über Kläranlagen.

Chloridionen gehören zu den mobilsten Anionen in porösen Medien, was sie zu besonders geeigneten Tracern für die Untersuchung von Transport- und Verbreitungsabläufen in Grundwasserleitern macht.

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

1998 legte die EU-Richtlinie 98/83/EG einen Chlorid-Grenzwert von 250 mg/L in Wasser für den menschlichen Gebrauch /fest. Diese in französisches und deutsches Recht umgesetzte Norm wurde auch bei der Überarbeitung der Richtlinie im Jahr 2020 (2020/2184/EU) als Trinkwassergrenzwert beibehalten.

Auch in der Schweiz beträgt der vom OPBD festgelegte Trinkwassergrenzwert 250 mg/L.

Für Grundwasser verpflichtet die europäische Richtlinie 2006/118/EG die Mitgliedstaaten zur Festlegung eigener nationaler Schwellenwerte. In Frankreich und Deutschland liegen diese bei 250 mg/L, in der Schweiz gibt die GSchV einen Grenzwert von 40 mg/L vor.

5.8.1.2. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse liegt der grenzüberschreitende Schwellenwert von 250 mg/L zugrunde.

Zur Verdeutlichung der Konzentrationsverteilung werden folgende Abstufungen verwendet:

- ein „Warnwert" von 80 % der Qualitätsnorm, d. h. 200 mg/L
- ein festgelegter Zwischenwert zur detaillierten Darstellung von 100 mg/L
- ein Wert von 25 mg/L, ab dem die Chloridkonzentrationen nicht mehr als natürlich angesehen werden (das natürliche geochemische Potenzial des Grundwassers im Oberrheingraben weist Chloridgehalte von maximal 25 bis 30 mg/L auf).

Die Chloridkonzentrationen wurden grenzüberschreitend an 1.491 Messstellen überwiegend im oberflächennahen Grundwasser (durchschnittliche Tiefe ca. 20,5 m) untersucht.

Der Mittelwert und der Medianwert lagen bei 56,3 mg/L bzw. 35,4 mg/L (**Abbildung 5.38**).

Die Mehrheit der gemessenen Konzentrationen (68 %) waren größer oder gleich der natürlichen Hintergrundkonzentration von 25 mg/L (**Abbildung 5.37**).

An 24 Messstellen (1,6 % des grenzüberschreitenden Messnetzes) wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert von 250 mg/L überschritten. Diese wenigen Messstellen befinden sich hauptsächlich in Gebieten mit bekannten Salzbelastungen, wie beispielsweise in Rheinland-Pfalz zwischen Ludwigshafen und Mainz sowie stromabwärts des

transfrontalière de 250 mg/L. Ces rares points de mesure sont essentiellement situés dans des zones touchées par des pollutions salines connues, telles qu'en Rhénanie-Palatinat, entre Ludwigshafen et Mayence, ainsi qu'à l'aval du bassin potassique alsacien, au nord de Mulhouse (**Carte 5.16**).

Au nord-ouest de l'aquifère, les concentrations les plus élevées (supérieures à 100 mg/L) peuvent être liées aux phénomènes de densification des agglomérations, au salage du réseau routier et potentiellement à l'influence du Rhin. Il y a environ vingt ans, le Rhin charriait des quantités élevées de chlorures, qui ont atteint, en Rhénanie-Palatinat à Mayence, des concentrations supérieures à 100 mg/L.

En Alsace, les fortes teneurs observées proviennent essentiellement de la dissolution des terrils salifères de l'ancienne exploitation de la potasse.

Localement, les prélèvements d'eau dans le Rhin destinés à l'irrigation agricole ont contribué à la contamination des sols et des eaux souterraines par les chlorures, ce qui n'est plus le cas à ce jour.

elsässischen Kalireviers nördlich von Mulhouse (**Karte 5.16**).

Im Nordwesten des Grundwasserleiters sind die höchsten Konzentrationen (über 100 mg/L) vermutlich auf die dortigen Ballungsräume, die Ausbringung von Streusalz und den Einfluss des Rheins zurückzuführen. Vor etwa zwanzig Jahren führte der Rhein hohe Chloridmengen, die in Rheinland-Pfalz (Mainz) Konzentrationen über 100 mg/L erreichten.

Im Elsass sind die hohen Werte hauptsächlich auf die Auflösung der Salze in den Abraumhalden der früheren Kalibergwerke zurückzuführen.

Lokal trugen in der Vergangenheit Wasserentnahmen aus dem Rhein für die landwirtschaftliche Bewässerung zu einer Verunreinigung von Böden und Grundwasser mit Chlorid bei. Dies ist heute nicht mehr der Fall.

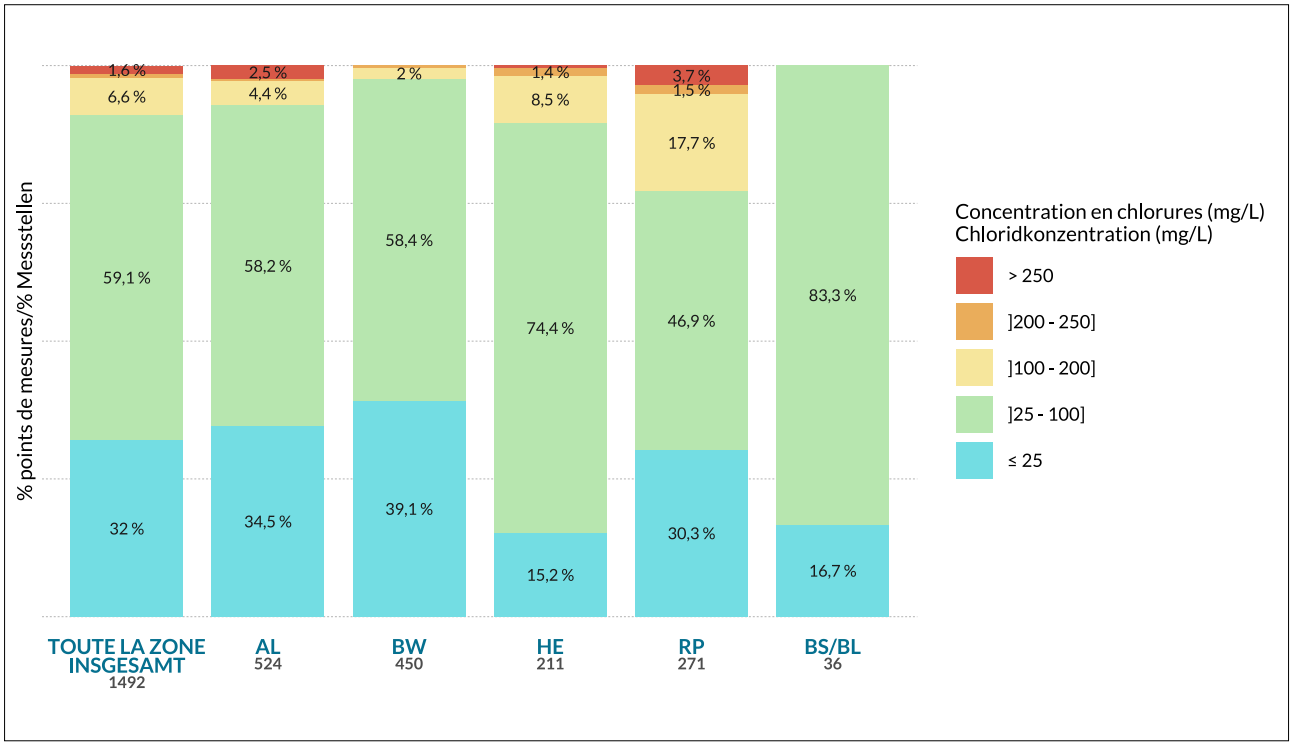
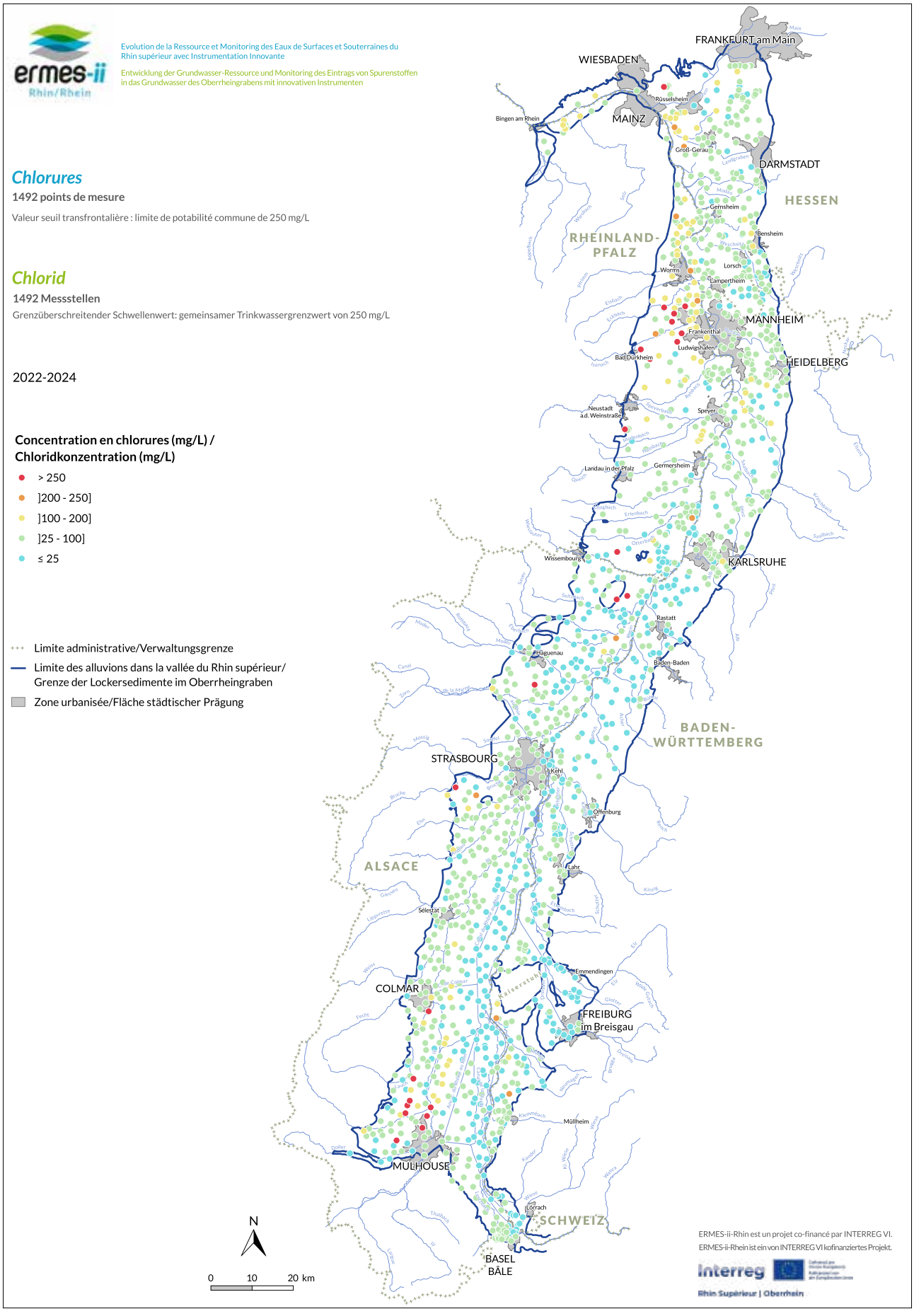


Figure 5.37 : Répartition des classes de concentration et fréquences de dépassement des valeurs seuils par région en chlorures

Abbildung 5.37: Verteilung der Konzentrationsklassen und Überschreitungshäufigkeit des Schwellenwerts für Chlorid nach Region



Carte 5.16 : Concentration en chlorures par point de mesure

Karte 5.16: Chloridkonzentration pro Messstelle

5.8.1.3. Comparaison des résultats Inventaire 2009 / ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

La comparaison des concentrations en chlorure entre les inventaires de 2009 et les deux projets ERMES-Rhin 2016 et ERMES-ii-Rhin a été effectuée sur 987 points de mesure communs.

L'analyse des moyennes et médianes sur les trois campagnes traduit une régression très lente, mais continuelle, des concentrations en chlorures (**Figure 5.38**). La diminution observée pour les moyennes est davantage marquée que pour les médianes, ce qui indique une baisse des très fortes concentrations. La valeur maximale pour ERMES-Rhin 2016 était de 3 900 mg/L contre 2 600 mg/L en 2024.

Ces tendances s'inscrivent dans le constat dressé lors du projet ERMES 2016 (portant sur les campagnes 2003, 2009 et 2016), où une régression très progressive des niveaux de concentrations (moyenne, médiane, valeurs maximales) était observée depuis 2003.

En revanche, la comparaison des classes de concentrations (**Figure 5.39**) ne fait pas franchement ressortir d'amélioration, notable, particulièrement entre ERMES-Rhin 2016 et ERMES-ii-Rhin.

En effet, la part des points présentant les concentrations élevées (> 100 mg/L) est stable, avec 8,8 % lors d'ERMES-ii-Rhin contre 9,1 % en 2009 et 2016. De même, la fréquence de dépassement de la valeur seuil (250 mg/L) s'établit à 1,6 % lors d'ERMES-ii-Rhin contre 1,4 % pour ERMES-Rhin 2016 et 1,3 % pour l'Inventaire 2009.

En conclusion, les teneurs observées sont relativement stables entre ERMES-Rhin 2016 et ERMES-ii-Rhin, avec une baisse des très fortes concentrations.

5.8.1.3. Vergleich der Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2009 / ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der Vergleich der Chloridkonzentrationen zwischen der Bestandsaufnahme von 2009 und den beiden Projekten ERMES-Rhein 2016 und ERMES-ii-Rhein erfolgte an 987 konsistenten Messstellen.

Die Entwicklung der Mittel- und Medianwerte der drei Untersuchungen zeigt einen sehr langsamen, aber kontinuierlichen Rückgang der Chloridkonzentrationen (**Abbildung 5.38**). Dabei nehmen die Mittelwerte deutlicher ab als die Medianwerte, was auf einen Rückgang der sehr hohen Konzentrationen hindeutet. Im Projekt ERMES-Rhein 2016 lag der Höchstwert bei 3.900 mg/L, im Jahr 2024 dagegen bei 2.600 mg/L.

Diese Trends stehen im Einklang mit den Ergebnissen des Projekts ERMES 2016 (das sich auf die Messkampagnen 2003, 2009 und 2016 bezog), bei dem seit 2003 ein sehr progressiver Rückgang der Konzentrationswerte (Durchschnitt, Median, Höchstwerte) beobachtet wurde.

Der Vergleich der Konzentrationsklassen (**Abbildung 5.39**) lässt keine deutliche Verbesserung erkennen, insbesondere nicht zwischen ERMES-Rhein 2016 und ERMES-ii-Rhein.

Der Anteil der Messstellen mit sehr hohen Konzentrationen (> 100 mg/L) bewegt sich mit 8,8 % im Projekt ERMES-ii-Rhein auf dem gleichen Niveau wie die Bestandsaufnahme 2009 und 2016 mit 9,1 %. Dies gilt auch für die Überschreitungshäufigkeit des Schwellenwerts (250 mg/L), die im Projekt ERMES-ii-Rhein bei 1,6 %, in ERMES-Rhein 2016 bei 1,4 % und bei der Bestandsaufnahme 2009 bei 1,3 % lag.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die in ERMES-Rhein 2016 und ERMES-ii-Rhein gemessenen Konzentrationen nur gering voneinander abweichen, wobei die sehr hohen Konzentrationen rückläufig sind.

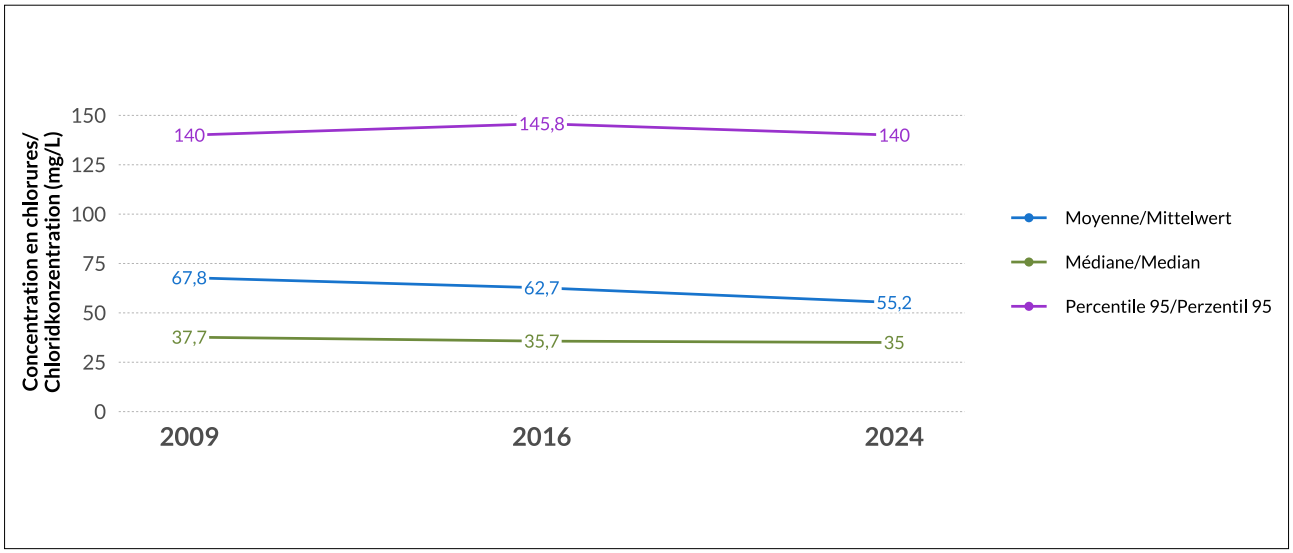


Figure 5.38 : Évolution 2009-2016-2024 de la moyenne, de la médiane et du percentile 95 en chlorures

Abbildung 5.38: Entwicklung 2009-2016-2024 des Durchschnittswertes, des Medianwertes und des 95. Perzentils für Chlorid

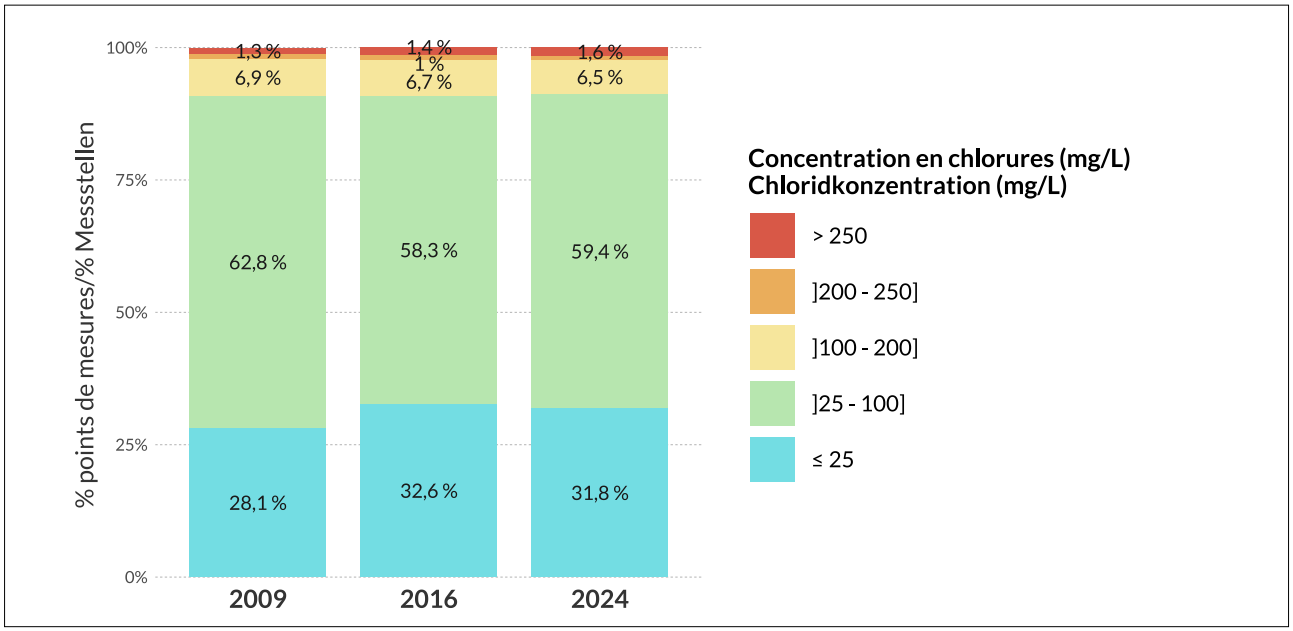


Figure 5.39 : Évolution 2009-2016-2024 des classes de concentration et de la fréquence de dépassement de la valeur seuil transfrontalière pour les chlorures

Abbildung 5.39: Entwicklung 2009-2016-2024 der Konzentrationsklassen und der Häufigkeit der Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts für Chlorid

5.8.1.4. Focus par région

Alsace

Les teneurs en chlorures ont été analysées sur un réseau de 524 points de mesure, dont la plupart sont représentatifs des couches superficielles de la nappe phréatique d'Alsace (<50 m).

En 2023, 13 ouvrages présentent des concentrations supérieures à la limite de qualité pour l'eau potable de 250 mg/L, soit 2,5 % du réseau de mesure. Par ailleurs, 62 points de mesure (7,3 %) dépassent la teneur de 100 mg/L (**Figure 5.37**).

Ces fortes teneurs se localisent essentiellement le long de deux langues salées, issues de l'exploitation passée des mines de potasse. La langue salée principale, dite « Sud », s'étend de Mulhouse au sud de Sélestat. Elle émane majoritairement des anciens résidus salifères des terrils Amélie I et II, mais également de ce qu'il fut, il y a environ une quinzaine d'années, une troisième langue salée en aval des terrils Joseph et Else.

La langue secondaire dite « Nord », soit la plus à l'ouest, née des terrils Marie-Louise, Alex et Rodolphe, à proximité de Staffelfelden et de Feldkirch. Ce panache de salure atteint à ce jour le sud-est de Colmar.

Ces deux langues salées remontent naturellement vers le nord en suivant le sens d'écoulement de la nappe. Autrefois, elles se rejoignaient à hauteur de Sélestat. Leur extension se réduisant, elles n'y confluent plus depuis 2016.

L'arrêt de l'exploitation des mines en 2002 et les mesures gestion post-minière coordonnées par le BRGM et la DREAL, comme le confinement des terrils, ont limité et réduit la pollution.

À l'échelle transfrontalière, c'est encore dans ce secteur que sont relevées les plus fortes valeurs avec une concentration maximale de 2 600 mg/L identifiée à l'ouest de Mulhouse.

D'après les résultats, la dynamique de très légère amélioration par rapport à 2016 se maintient. En effet, la valeur de la moyenne baisse de manière continue depuis 2003 et passe de 78,1 mg/L en 2016 à 67,0 mg/L en 2023, en lien avec la diminution des valeurs maximales. De même, la valeur de la médiane diminue faiblement, avec 36 mg/L en 2023 contre 37,1 mg/L en 2016. Toutefois, la part des concentrations supérieures à 250 mg/L est stable avec 1,4 % en 2023 comme en 2016.

La résorption des langues salées s'avère donc très lente et s'étalera probablement encore sur plusieurs décennies.

D'autres sources (salage de route, activités industrielles) peuvent être à l'origine des pollutions ponctuelles observées, comme au sud-ouest de Strasbourg.

5.8.1.4. Fokus nach Partnerregion

Elsass

Der Chloridgehalt wurde an 524 Messstellen untersucht, von denen die meisten für das oberflächennahe Grundwasser des Elsass (<50 m) repräsentativ sind.

2023 wurde die Qualitätsnorm für Trinkwasser (250 mg/L) an 13 Messstellen überschritten, was 2,5 % des Messnetzes entspricht. An 62 Messstellen (7,3 %) lagen die Werte über 100 mg/L (**Abbildung 5.37**).

Diese hohen Konzentrationen treten vor allem entlang zweier Salzfahnen auf, die aus dem ehemaligen Kalibergbau stammen. Das größte Belastungszentrum, die sogenannte „Südfahne", erstreckt sich von Mulhouse bis südlich von Sélestat. Sie stammt überwiegend aus den Rückständen der Halden Amélie I und II sowie aus einer dritten Salzfahne, die vor etwa fünfzehn Jahren stromabwärts der Halden Joseph und Else existierte.

Am weitesten westlich liegt die sekundäre „Nordfahne". Sie entstand aus den Halden Marie-Louise, Alex und Rodolphe in der Nähe von Staffelfelden und Feldkirch und reicht heute bis südöstlich von Colmar.

Diese beiden Salzfahnen fließen dem Verlauf des Grundwassers folgend natürlich in Richtung Norden ab. Früher trafen sie auf Höhe von Sélestat aufeinander. Da sich ihre Ausdehnung verringert hat, fließen sie seit 2016 nicht mehr zusammen.

Die Einstellung des Kalibergbaus im Jahr 2002 und die vom BRGM und der DREAL koordinierten Maßnahmen zur Nachsorge, wie beispielsweise die Eindämmung der Halden, haben die Verschmutzung begrenzt und reduziert.

Die grenzüberschreitenden Höchstwerte werden mit einer maximalen Konzentration von 2.600 mg/L weiterhin in diesem Gebiet (westlich von Mulhouse) gemessen.

Der Vergleich mit 2016 zeigt weiterhin eine sehr leicht sinkende Entwicklung. Der Durchschnittswert sinkt seit 2003 kontinuierlich von 78,1 mg/L im Jahr 2016 auf 67,02 mg/L im Jahr 2023, was mit dem Rückgang der Höchstwerte zusammenhängt. Gleiches gilt für den Medianwert, der von 37,1 mg/L im Jahr 2016 auf 36 mg/L im Jahr 2023 leicht zurückgeht. Unverändert ist dagegen der Anteil der Konzentrationen über 250 mg/L mit 1,4 % im Jahr 2023 wie auch 2016.

Die Salzfahnen gehen also nur sehr langsam zurück, wahrscheinlich wird sich dieser Prozess noch über mehrere Jahrzehnte hinziehen.

Andere Einträge (Streusalz, industrielle Aktivitäten) können punktuelle Verschmutzungen verursachen, wie beispielsweise im Südwesten von Straßburg.

Bade-Wurtemberg

Dans le Bade-Wurtemberg, les chlorures ont été retrouvés sur tous les points de mesure (450), à des concentrations comprises entre 0,6 mg/L et 243,2 mg/L. 39,1 % des concentrations étaient inférieures à 25 mg/L. Aucun point de mesure ne dépasse la valeur seuil de 250 mg/L.

Les rejets de chlorure peuvent être d'origine géogène ou avoir été introduits dans les zones urbaines par les sels de déneigement, les fuites d'eaux usées ou d'anciens sites de stockage de sel. Les pratiques agricoles et horticoles peuvent aussi expliquer la présence de chlorure (épandage d'engrais minéraux).

Des concentrations en chlorures supérieures à 50 mg/L ont été relevées en plusieurs endroits entre Karlsruhe et Mannheim, dans des zones urbaines très denses et des zones fortement industrielles.

Outre les fortes concentrations dans les zones urbaines et industrielles, il convient de mentionner les points de mesure situés dans des zones potentiellement impactées par les eaux usées. Les sites contaminés, comme les anciennes décharges municipales et les sites industriels, peuvent également être à l'origine de cette pollution.

Des concentrations supérieures à 100 mg/L ont été mesurées près de la gare centrale de Karlsruhe ainsi qu'entre Hockenheim et Schwetzingen. Les causes de ces rejets de chlorure provenant des eaux usées chlorurées sont diverses : décharges ou sels de déneigement utilisés sur les grands échangeurs autoroutiers. Les deux points de mesure affichant les plus fortes concentrations en chlorures, soit 202,8 mg/L et 243,1 mg/L, se trouvent à Heitersheim et Breisach am Rhein. La cause est connue : l'ancienne exploitation minière de potasse, dont les effets polluants perdurent aujourd'hui. L'état chimique de la nappe située sous les deux points de mesure (le long du Rhin entre Fessenheim et Breisach) est conformément à la DCE classé « mauvais » depuis 2019 en raison de la présence de chlorures. Grâce à la couverture du terril de potasse de Heitersheim et à la dilution naturelle, la pollution par les chlorures à proximité de la surface a diminué au cours des dernières décennies, et se déplace de plus en plus en profondeur. Alors qu'en 2016, un point de mesure dépassait encore la valeur seuil des chlorures avec une concentration de 380 mg/L, aucun dépassement n'a été enregistré en 2023. On a même observé une réduction significative de la concentration maximale à 243,2 mg/L.

Hesse

Dans la partie hessoise de la zone d'étude, 211 points de mesure ont été analysés pour détecter la présence de chlorures. Cet ion a été retrouvé sur tous les points de mesure. La valeur seuil transfrontalière a été dépassée sur un point de mesure. La concentration maximale mesurée est de 520 mg/L. Les chlorures sont un indicateur de l'impact anthropique sur la nappe phréatique. Lors de la campagne

Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg konnte Chlorid an allen 450 untersuchten Messstellen in Konzentrationen von 0,6 mg/L bis 243,2 mg/L nachgewiesen werden. 39,1 % der gemessenen Konzentrationen lagen unter 25 mg/L. Der Grenzwert von 250 mg/L wurde an keiner Messstelle überschritten.

Chlorideinträge können aus geogenen Quellen entstehen, oder werden in Siedlungsgebieten durch Streusalze und Abwasserleckagen oder frühere Salzablagestätten eingetragen. In der Landwirtschaft sowie im Gartenbau kann Chlorid über das Ausbringen von mineralhaltigen Düngemitteln verursacht werden.

Chlorid-Konzentrationen über 50 mg/L wurden vermehrt zwischen Karlsruhe und Mannheim in stark verdichteten Siedlungsgebieten sowie ausgeprägten Industriebereichen gemessen.

Neben den höheren Konzentrationen auf städtischen und industriellen Flächen liegen einige Messstellen in Bereichen mit potenziellem Abwassereinfluss. Auch kommen Altlasten wie ehemalige Hausmülldeponien und Industriebetriebe als mögliche Quellen in Betracht.

Konzentrationen über 100 mg/L wurden in Karlsruhe in der Nähe des Hauptbahnhofs, sowie bei Hockenheim bis Schwetzingen gemessen. Ursachen für die erhöhten Chlorideinträge durch chloridhaltiges Abwasser können Deponieflächen oder Streusalze auf großen Autobahnkreuzen sein.

Die zwei Messstellen mit den höchsten gemessenen Chlorid-Konzentrationen von 202,8 mg/L und 243,1 mg/L befinden sich bei Heitersheim und Breisach am Rhein. Die bekannte Ursache ist der ehemalige Kalibergbau, dessen Auswirkungen das Gebiet bis heute belasten. Der Grundwasserkörper unter den beiden Messstellen, entlang des Rheins zwischen Fessenheim und Breisach, wurde auch 2019 nach WRRL in einem schlechten chemischen Zustand durch Chlorid eingestuft.

Die oberflächennahe Chlorid-Belastung ist in den letzten Jahrzehnten durch die Abdeckung der Heitersheimer Kaliabraumhalde und durch natürliche Verdünnung zurückgegangen, und verlagert sich zunehmend in die Tiefe. Während 2016 noch eine Messstelle mit einer Konzentration von 380 mg/L den Chlorid-Grenzwert überschritt, wurde 2023 keine Überschreitung verzeichnet. Vielmehr konnte eine deutliche Reduktion der Maximalkonzentration auf 243,2 mg/L beobachtet werden.

Hessen

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 211 Messstellen auf Chlorid untersucht. Chlorid wurde an allen untersuchten Messstellen nachgewiesen. An einer Messstelle wurde der grenzübergreifende Schwellenwert überschritten. Die maximal gemessene Konzentration lag bei 520 mg/L. Chlorid ist ein Indikator für eine anthropogene Beeinflussung des Grundwassers. In ERMES 2016

ERMES 2016, les chlorures ont été retrouvés sur 250 points de mesure. La valeur seuil transfrontalière a été dépassée sur quatre points de mesure (1,6 %). La concentration maximale mesurée s'élevait à 340 mg/L.

Rhénanie-Palatinat

Au cours de la période étudiée, 271 points de mesure des eaux souterraines ont été analysés pour déterminer la teneur en chlorures. Alors que dans la partie sud de la région de Rhénanie-Palatinat les teneurs en chlorures des eaux souterraines proches de la surface sont généralement nettement inférieures à 100 mg/L, on observe également des teneurs en chlorure comprises entre 100 et 250 mg/L, en particulier dans l'agglomération de Ludwigshafen. Les valeurs maximales peuvent être dues à des mélanges d'eaux profondes plus minéralisées ou à des influences anthropiques (Bitzer et al. 2012). Dans la région de Ludwigshafen, des concentrations en chlorures nettement supérieures à la valeur seuil de 250 mg/L fixée par le règlement sur les eaux souterraines ont été mesurées à certains endroits, en aval des axes routiers très fréquentés (9 points de mesure, soit 3 %). Ces concentrations très élevées sont attribuées à l'utilisation de sels de déneigement pendant la saison hivernale. Outre ces pics de pollution ponctuels et linéaires, des concentrations en chlorures relativement élevées, supérieures à 100 mg/L, sont également enregistrées autour et au nord de Ludwigshafen. Dans l'aquifère supérieur, peu épais, les taux de recharge relativement faibles entraînent des concentrations de chlorure élevées.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

À Bâle-Ville, les teneurs en chlorures de la zone d'étude varient entre 13 et 54 mg/L, avec une moyenne de 32 mg/L.

Les teneurs élevées en chlorure peuvent avoir différentes causes. Parmi les plus fréquentes, on peut citer le service hivernal (sel de déneigement), les eaux usées provenant de l'industrie chimique et les canalisations d'eaux usées non étanches.

Les teneurs en chlorures de la zone d'étude du canton de Bâle-Campagne varient entre 32 et 44 mg/L, avec une moyenne de 39 mg/L. Elles sont globalement nettement plus élevées que celles des autres ouvrages et piézomètres situés dans des zones non urbaines ou périurbaines du canton de Bâle-Campagne, qui affichent une teneur moyenne en chlorures d'environ 15 mg/L ou 20 mg/L. L'épandage de sel de déneigement en hiver est la cause majeure de l'augmentation des teneurs en chlorures. Dans l'ensemble, les teneurs en chlorures de la nappe phréatique sont nettement inférieures à la valeur imposée par l'Ordonnance sur la protection des eaux (250 mg/L).

wurde Chlorid an 250 Grundwassermessstelen untersucht und nachgewiesen. Der grenzübergreifende Schwellenwert wurde an vier Messstellen (1,6 %) überschritten und die maximal gemessene Konzentration lag bei 340 mg/L.

Rheinland-Pfalz

Im Untersuchungszeitraum wurden 271 Grundwasser-Messstellen auf Chlorid untersucht. Während im südlichen Teil des rheinland-pfälzischen Teilgebiets mit meist deutlich weniger als 100 mg/L relativ niedrige Chloridwerte im oberflächennahen Grundwasser anzutreffen sind, fallen insbesondere im Großraum Ludwigshafen verbreitet Chloridgehalte der Klasse 100 bis 250 mg/L auf. Die Maximalwerte können infolge von Beimischungen höher mineralisierten Tiefenwassers oder anthropogener Einflüsse auftreten (Bitzer et al. 2012). Im Raum Ludwigshafen können im Abstrombereich stark frequentierter Verkehrswege vereinzelt Chloridkonzentrationen gemessen werden, die sogar sehr deutlich über dem Schwellenwert der Grundwasserverordnung in Höhe von 250 mg/L liegen (9 Messstellen, das entspricht 3 %). Diese sehr hohen Belastungen werden auf die Verwendung von Auftausalzen im Winterhalbjahr zurückgeführt. Neben diesen punkt- und linienförmigen Spitzenbelastungen sind um Ludwigshafen und nördlich davon auch in der Fläche vergleichsweise hohe Chloridkonzentrationen über 100 mg/L zu verzeichnen. In dem nur geringmächtig ausgebildeten oberen Grundwasserleiter kommt es in Verbindung mit relativ geringen Neubildungsraten zu erhöhten Chloridkonzentrationen.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

In Basel-Stadt variieren die Chloridgehalte im Untersuchungsgebiet zwischen 13 und 54 mg/L, mit einem Durchschnitt von 32 mg/L.

Erhöhte Chloridwerte im Grundwasser können verschiedene Ursachen haben. Zu den häufigsten zählen Winterdienst (Streusalz), Abwässer aus chemischer Industrie und undichte Kanalisationsleitungen.

Der Chloridgehalt im Untersuchungsgebiet des Kantons Basel-Landschaft schwankt zwischen 32 und 44 mg/L, wobei der Durchschnitt bei 39 mg/L liegt. Sie sind insgesamt deutlich höher als im Vergleich zu den übrigen Grundwasserbrunnen und Piezometern in nicht urbanen oder periurbanen Gebieten des Kantons Basel-Landschaft, die im Mittel einen Chloridgehalt von rund 15 mg/L resp. rund 20 mg/L aufweisen. Eine allgemeine Ursache für die erhöhten Chloridgehalte ist das Ausbringen von Straßensalz im Winter. Insgesamt sind die Chloridgehalte des Grundwassers deutlich unter dem Anforderungswert der Gewässerschutzverordnung von 250 mg/L.

5.8.2.

Éléments traces métalliques et métalloïdes

La présence des éléments traces est majoritairement d'origine naturelle (géogène), et ponctuellement d'origine anthropique (fuites de réseaux d'assainissement entre autres). Les concentrations les plus élevées sont observées pour le fer, le manganèse, l'arsenic et l'uranium, essentiellement au nord de l'aquifère, où les conditions hydrogéologiques peuvent favoriser la mise en solution de ces éléments dans l'eau.

Une légère diminution des concentrations est observée pour le fer, le manganèse et l'arsenic depuis 2016.

5.8.2.1. Généralités

Caractéristiques générales

Les éléments chimiques présents naturellement dans les roches de la croûte terrestre sont appelés éléments traces. La plupart des éléments analysés dans le cadre d'ERMES-ii-Rhin sont des métaux. Les autres sont classés parmi les métalloïdes. Les métalloïdes possèdent des propriétés intermédiaires entre celles des métaux et des non-métaux.

La présence d'éléments traces dans les eaux souterraines est principalement géogène, liée à l'érosion des roches et à leur dissolution dans l'eau. Leur apport dans l'eau peut également être d'origine anthropique.

Dans le secteur du Rhin supérieur, les apports anthropiques semblent représenter une part limitée des contaminations observées. Ils peuvent provenir de rejets urbains et industriels (eaux usées, émissions atmosphériques), de sites pollués (notamment les déblais miniers ou les décharges), ainsi que de l'utilisation d'engrais dans l'agriculture.

Les concentrations naturelles théoriques des éléments traces, définies en l'absence d'influence humaine, constituent ce qu'on appelle le fond géochimique.

Le fer (Fe), le manganèse (Mn), l'arsenic (As) et l'uranium (U) ont une origine naturelle et sont fréquemment retrouvés dans l'environnement (sols, roches, sédiments).

Leur présence dans les eaux souterraines dépend à la fois de leur disponibilité au sein des roches aquifères ou des substrats rocheux lessivés et des caractéristiques physico-chimiques de l'eau qui peuvent favoriser la solubilité de ces éléments. En effet, le potentiel d'oxydo-réduction et le pH influencent fortement leur relargage vers les eaux souterraines.

De nombreux minéraux sont formés de fer et de manganèse. Ces éléments sont donc très présents dans l'environnement, d'autant que les eaux souterraines réductrices présentent un contexte favorable à la solubilité du fer et du manganèse (sous la forme bivalente : Fe^{2+} et Mn^{2+}).

En revanche, les concentrations en arsenic et en uranium se trouvent habituellement sous forme de traces et varient d'un secteur géologique à l'autre. Par exemple, les aquifères

5.8.2.

Spurenmetalle und Halbmetalle

Spurenmetalle und Halbmetalle sind überwiegend natürlichen (geogenen) Ursprungs und vereinzelt auch auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen (z.B. undichte Kanalisationen). Die höchsten Konzentrationen wurden für Eisen, Mangan, Arsen und Uran gemessen, vor allem im Norden des Grundwasserleiters, wo die hydrogeologischen Bedingungen die Lösung dieser Elemente im Grundwasser begünstigen.

Seit 2016 ist ein leichter Rückgang der Konzentrationen für Eisen, Mangan und Arsen zu beobachten.

5.8.2.1. Einleitung

Allgemeine Merkmale

Chemische Elemente, die natürlich in den Gesteinen der Erdkruste vorkommen werden als Spurenelemente bezeichnet. Die meisten der im Rahmen von ERMES-ii-Rhein analysierten Elemente sind Metalle. Die anderen werden zu den Metalloiden gezählt. Halbmetalle weisen sowohl Eigenschaften von Metallen als auch von Nichtmetallen auf.

Das Vorhandensein von Spurenelementen im Grundwasser ist hauptsächlich geogen, d. h. es ist auf die Erosion von Gesteinen und deren Lösung im Wasser zurückzuführen. Ihr Eintrag ins Grundwasser kann aber auch anthropogene Ursachen haben.

Im Bereich des Oberrheingrabens scheinen jedoch anthropogene Einflüsse nur eine geringe Rolle für die festgestellten Verunreinigungen zu spielen. Diese können städtischen und industriellen Ursprungs sein (Abwässer, atmosphärische Emissionen), von kontaminierten Standorten stammen (insbesondere Abraumhalden oder Deponien) sowie mit dem Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft zusammenhängen.

Die theoretischen natürlichen Spurenelementkonzentrationen, die sich ohne menschlichen Einfluss verstehen, bilden den sogenannten geochemischen Hintergrund.

Eisen (Fe), Mangan (Mn), Arsen (As) und Uran (U) kommen in der Natur vor und sind überall in der Umwelt (Böden, Gesteine, Sedimente) vorzufinden.

Ihr Vorkommen im Grundwasser hängt sowohl von ihrem Vorhandensein in den Grundwasserleitern oder in ausgespülten Gesteinssubstraten als auch von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers ab, welche die Löslichkeit dieser Elemente begünstigen können. Insbesondere das Redoxpotenzial und der pH-Wert spielen eine wichtige Rolle für die Freisetzung von Spurenelementen ins Grundwasser.

Viele Minerale enthalten Eisen und Mangan. Diese Elemente sind daher in der Umwelt sehr häufig anzutreffen, zumal reduzierende Bedingungen im Grundwasser die Löslichkeit von Eisen und Mangan begünstigen (in zweiwertiger Form: Fe^{2+} und Mn^{2+}).

granitiques présentent généralement des concentrations plus élevées en uranium.

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

Europe

La Directive européenne 2020/2184 sur l'eau potable fixe des normes de qualité pour tous les éléments traces recherchés dans cet état des lieux, à l'exception du zinc et du baryum.

Pour les eaux souterraines, la Directive européenne 2006/118 n'impose de pas de valeurs seuils obligatoires mais demande aux États membres d'en définir pour certains paramètres (arsenic, cadmium, mercure et plomb). Pour les autres (aluminium, antimoine, etc.), si la directive n'impose pas de définir un seuil, les États membres peuvent en fixer un.

France, Allemagne et Suisse

Les normes de la Directive 2020/2184 sur l'eau potable sont transposées en droit allemand et français.

Pour les eaux souterraines, sans cadre européen réglementaire obligatoire, l'approche de la définition de valeurs seuils diffère entre la France et l'Allemagne. Pour plus d'informations, il convient de se référer directement à l'Arrêté du 9 octobre 2023 (France) et à la Grundwasserverordnung (Allemagne).

En Suisse, hormis pour le baryum, les ETM disposent d'une limite de potabilité inscrite dans l'OPBD. Des valeurs seuils sont également fixées par l'OEaux pour certains éléments traces concernant les eaux souterraines

Dans le Tableau de l'**Annexe 3** figurent les valeurs seuils transfrontalières utilisées pour traiter et interpréter les présents résultats, ainsi que les références réglementaires liées.

Arsen und Uran kommen hingegen in der Regel nur in Spuren vor und variieren zwischen den geologischen Einheiten. So weisen beispielsweise Granit-Grundwasserleiter im Allgemeinen höhere Urankonzentrationen auf.

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Europa

Die europäische Trinkwasserrichtlinie 2020/2184 legt Qualitätsnormen für alle in dieser Bestandsaufnahme untersuchten Spurenelemente fest, mit Ausnahme von Zink und Barium. Diese Normen wurden in deutsches und französisches Recht umgesetzt.

Die europäische Grundwasserrichtlinie 2006/118 schreibt für Grundwasser keine verbindlichen Schwellenwerte vor, fordert die Mitgliedstaaten jedoch für bestimmte Substanzen (Arsen, Cadmium, Quecksilber und Blei) auf, Schwellenwerte festzulegen. Bei den anderen Elementen (Aluminium, Antimon usw.), für die die Richtlinie keine Schwellenwerte vorgibt, steht es den Mitgliedstaaten frei, solche festzulegen.

Frankreich, Deutschland und Schweiz

Die Normen der Trinkwasserrichtlinie 2020/2184 wurden in deutsches und französisches Recht umgesetzt.

Da es für Grundwasser keinen verbindlichen europäischen Rechtsrahmen gibt, unterscheiden sich Frankreich und Deutschland in ihrer Herangehensweise an die Festlegung von Schwellenwerten. Weitere Informationen finden Sie direkt in der Verordnung vom 9. Oktober 2023 (Frankreich) und in der Grundwasserverordnung (Deutschland).

In der Schweiz haben alle Spurenelemente außer Barium einen in der TRBOS festgeschriebenen Grenzwert für Trinkwasser aus dem Leitungsnetz. Auch in der GSchV sind für bestimmte Spurenelemente im Grundwasser Grenzwerte festgelegt.

In der Tabelle in **Anhang 3** sind die bei der Auswertung und Interpretation der vorliegenden Ergebnisse berücksichtigten grenzüberschreitenden Schwellenwerte sowie deren gesetzliche Grundlagen aufgeführt.

5.8.2.2. État des lieux transfrontalier

5.8.2.2.1. Situation générale

Les 16 éléments traces métalliques et métalloïdes communs ont été recherchés sur un nombre variable de points de mesure à l'échelle transfrontalière (de 652 pour le mercure à 1 451 pour le fer et le manganèse).

Dans l'ensemble, les 16 éléments traces sont présents à des concentrations faibles par rapport à leurs valeurs seuils transfrontalières (**Figure 5.40**).

Les substances présentant le plus de dépassements des valeurs seuils transfrontalières sont le manganèse et le fer avec respectivement 36,9 % et 24,7 % des échantillons, ainsi que l'arsenic (3,7 %) et l'uranium (0,8 %). Dans certains cas (arsenic, fer, manganèse), même les concentrations élevées reflètent une origine principalement géogène.

Sur moins de 0,5 % des points de mesure, sept autres composés affichent aussi de rares dépassements de leur valeur seuil.

5.8.2.2.2. Focus sur les quatre éléments traces présentant le plus grand nombre de dépassements des valeurs limites

Lecture et base d'évaluation des résultats

Remarque : l'analyse des quatre paramètres a été réalisée en définissant une limite de quantification harmonisée entre tous les partenaires par paramètre (**Tableau 5.14**).

Induisant le plus de dépassements des valeurs seuils transfrontalières (**Figure 5.41**), le fer, le manganèse, l'arsenic et l'uranium font dans cette partie l'objet d'une analyse approfondie.

Cette comparaison met notamment en évidence des disparités spatiales et interrégionales (**Figure 5.41**).

En résumé, le fer et le manganèse présentent des fréquences de dépassements plus importantes dans les trois régions allemandes, plus particulièrement en Rhénanie-Palatinat et en Hesse (> 48 %), que dans les cantons suisses ou en Alsace.

Pour l'arsenic, les dépassements sont plus fréquents en Hesse (9 %) que dans les autres régions.

5.8.2.2. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

5.8.2.2.1. Allgemeine Lage

Die 16 gemeinsamen Spurenelemente und Halbmetalle wurden an einer unterschiedlichen Anzahl grenzüberschreitender Messstellen untersucht. Diese Anzahl reichte von 652 für Quecksilber bis zu 1.451 für Eisen und Mangan.

Insgesamt waren die Konzentrationen der 16 Spurenelemente gemessen an ihren grenzüberschreitenden Schwellenwerten gering (**Abbildung 5.40**).

Die häufigsten Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte wurden bei Eisen und Mangan mit 24,7 % bzw. 36,9 % der Messstellen sowie bei Arsen mit 3,7 % und Uran mit 0,8 % der Messstellen festgestellt. In einigen Fällen (Eisen, Mangan, Arsen) haben selbst hohe Konzentrationen einen überwiegend geogenen Ursprung.

An weniger als 0,5 % der Messstellen wiesen sieben weitere Elemente ebenfalls Überschreitungen der Schwellenwerte auf.

5.8.2.2.2. Fokus auf die vier Spurenelemente mit den meisten Schwellenwertüberschreitungen

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Anmerkung: für die Analyse der vier Parameter wurden deren Bestimmungsgrenzen zwischen allen Partnern vereinheitlicht (**Tabelle 5.14**).

Da Eisen, Mangan, Arsen und Uran die grenzüberschreitenden Schwellenwerte am häufigsten überschreiten (**Abbildung 5.41** im Grundwasser), werden sie in diesem Abschnitt näher untersucht.

Bei dieser Analyse traten räumliche und regionale Unterschiede zutage (**Abbildung 5.41**).

In den drei deutschen Untersuchungsgebieten, insbesondere in Rheinland-Pfalz und Hessen (jeweils > 48 %), traten Überschreitungen bei Eisen und Mangan häufiger auf als in den Schweizer Kantonen und im Elsass.

Bei Arsen wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert in Hessen an 9 % der Messstellen und damit häufiger überschritten als in den anderen Regionen.

Code SANDRE (FR)	Code CAS CAS Nummer	Paramètre Parameter	Limite de quantification harmonisée Vereinheitlichte Bestimmungsgrenze
1361	7440-61-1	Uranium / Uran	0,5 µg/L
1369	7440-38-2	Arsenic / Arsen	0,5 µg/L
1393	7439-89-6	Fer / Eisen	10 µg/L
1394	7439-96-5	Manganèse / Mangan	10 µg/L

Tableau 5.14 : Limites de quantification harmonisées des quatre éléments traces

Tabelle 5.14: Vereinheitlichte Bestimmungsgrenzen für die vier Spurenelemente

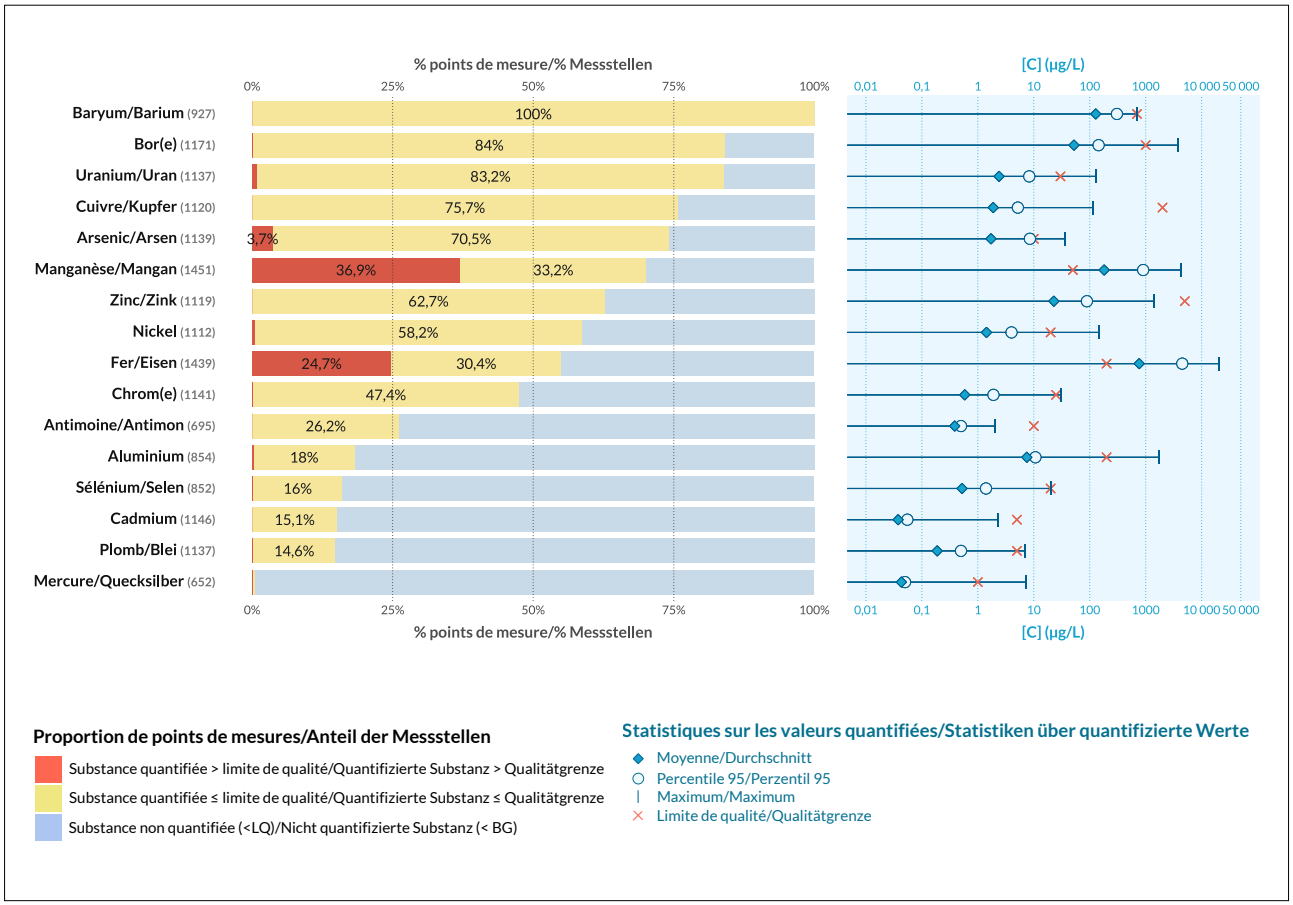


Figure 5.40 : Caractérisation de la présence des éléments traces métalliques et métalloïdes. À gauche : Fréquences de quantification et de dépassement des valeurs seuils transfrontalières. À droite : indicateurs statistiques des distributions des concentrations (en µg/L)

Abbildung 5.40: Charakterisierung des Nachweises der metallischen Spurenelemente und Halbmetalle; links: Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte; rechts: statistische Indikatoren für die Konzentrationsverteilung (in µg/L)

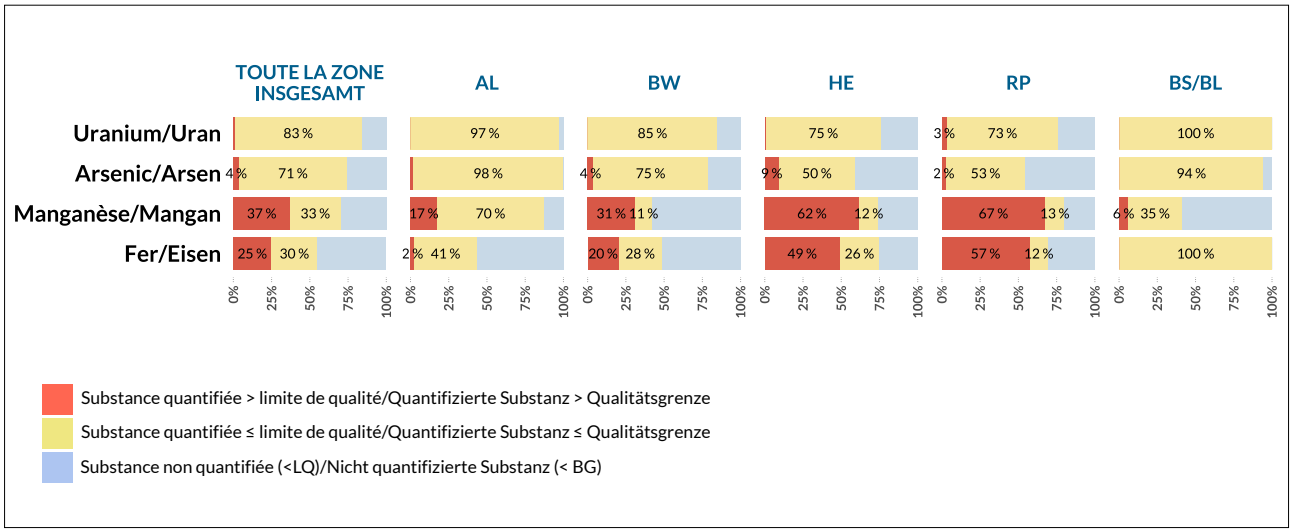


Figure 5.41 : Fréquence de quantification et fréquence de dépassement des valeurs limites transfrontalières par région pour les quatre éléments suivants : arsenic, fer, manganèse et uranium

Abbildung 5.41 : Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte nach Region für die vier Elemente Arsen, Eisen, Mangan und Uran

L'uranium a un profil relativement similaire entre les régions, à l'exception de la Rhénanie-Palatinat qui représente la seule région où des dépassements de la valeur seuil sont enregistrés (3 %).

Fer et manganèse : des fortes concentrations au nord de la zone d'étude

Quelle que soit la région étudiée, ces deux composés métalliques sont ceux qui induisent le plus de dépassements des valeurs seuils transfrontalières de 200 µg/L (0,2 mg/L) pour le fer et 50 µg/L (0,05 mg/L) pour le manganèse (**Figure 5.41**).

C'est dans la partie nord de l'aquifère que l'on observe les plus fortes concentrations pour les deux composés, notamment en Hesse et en Rhénanie-Palatinat (**Carte 5.17** et Cartes en ligne). S'agissant du manganèse, les teneurs excédent 50 µg/L sur plus de 60 % des points de mesure dans ces deux régions. Pour le fer, près de 50 % des points de mesure ont des teneurs supérieures à 200 µg/L.

En Alsace et au Bade-Wurtemberg, de fortes concentrations, majoritairement en manganèse (soit >250 µg/L) sont observées sur quelques secteurs (Piémont vosgien et Forêt Noire, alentours de Strasbourg et de Kehl, ainsi qu'entre Karlsruhe et Heidelberg).

Le fer et le manganèse sont souvent présents ensemble dans les mêmes zones de l'aquifère. Ces zones sont caractérisées par des conditions réductrices avec de faibles concentrations en oxygène. Cela peut favoriser la solubilité de ces métaux dans l'eau. De plus, les concentrations en nitrates sont souvent très faibles dans ces zones (**cf. partie 5.1**), ce qui indique une dégradation des nitrates par dénitrification autotrophe.

Carte des concentrations ponctuelles en fer et carte des concentrations ponctuelles en manganèse

[**N.B. :** Dans les secteurs propices aux fortes teneurs, le fer et le manganèse ne déclassent pas la qualité de la ressource pour la production d'eau potable. En effet, ces composés sont aisément floculables et donc éliminables des eaux souterraines à traiter, ce qui permet de respecter les normes en matière d'eau potable. Les valeurs limites de potabilité servent à garantir un goût et une coloration acceptable de l'eau.]

Arsenic :
concentrations élevées au nord de l'aquifère

À l'échelle transfrontalière, seuls 3,7 % des ouvrages échantillonnés présentent des concentrations supérieures à la valeur seuil transfrontalière de 10 µg/L.

Ces points de mesure sont principalement localisés en Hesse, au nord-est de Lampertheim. De fortes teneurs sont également identifiées localement en Rhénanie-Palatinat, à l'ouest de Ludwigshafen, au Bade-Wurtemberg à proximité de Kehl et au nord de Karlsruhe, ainsi qu'en Alsace de façon très sporadique.

Uran wies in allen Teilgebieten ein relativ ähnliches Profil auf, mit Ausnahme von Rheinland-Pfalz, dem einzigen Gebiet, in dem Überschreitungen des Schwellenwerts an 3 % der Messstellen registriert wurden.

Eisen und Mangan: hohe Konzentrationen im Norden des Untersuchungsgebiets

Unabhängig von der untersuchten Region sind diese beiden Metalle diejenigen, die am häufigsten zu Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte von 200 µg/L (0,2 mg/L) für Eisen und 50 µg/L (0,05 mg/L) für Mangan führen (**Abbildung 5.41**).

Die höchsten Konzentrationen für beide Substanzen wurden im nördlichen Teil des Grundwasserleiters beobachtet, vor allem in Hessen und Rheinland-Pfalz (**Karte 5.17** und Online-Karten). In diesen beiden Regionen lagen die Mangan-Konzentrationen an mehr als 60 % der Messstellen über 50 µg/L. Bei Eisen überschritten fast 50 % der Messstellen eine Konzentration von 200 µg/L.

Im Elsass und in Baden-Württemberg wurden in einigen Gebieten (Vogesenvorland und Schwarzwald, Umgebung von Straßburg und Kehl sowie zwischen Karlsruhe und Heidelberg) hohe Konzentrationen, vor allem von Mangan (>250 µg/L), beobachtet.

Eisen und Mangan waren oft gemeinsam in denselben Gebieten des Grundwasserleiters anzutreffen. In diesen Bereichen herrschen jeweils reduzierende Bedingungen mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen. Dies kann die Wasserlöslichkeit dieser Metalle begünstigen. Zusätzlich sind in diesen Gebieten die Nitratkonzentrationen oft sehr niedrig (**s. Abschnitt 5.1**), was auf einen Nitratabbau durch die autotrophe Denitrifikation hinweist.

Karte der punktuellen Eisenkonzentrationen und Karte der punktuellen Mangan-Konzentrationen

[**Hinweis:** In Gebieten mit hohen Konzentrationen beeinträchtigen Eisen und Mangan die Qualität der Ressource für die Trinkwassergewinnung nicht. Diese Verbindungen sind leicht ausflockbar und daher gut aus dem aufzubereitenden Grundwasser zu entfernen, sodass die Trinkwasservorgaben eingehalten werden können. Die Trinkwassergrenzwerte sollen einen akzeptablen Geschmack und Färbung des Trinkwassers gewährleisten.]

Arsen: hohe Konzentrationen im Norden des Grundwasserleiters

Grenzüberschreitend wiesen 3,7 % der untersuchten Messstellen Konzentrationen über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 10 µg/L auf.

Diese Messstellen befinden sich hauptsächlich in Hessen, nordöstlich von Lampertheim. Hohe Werte wurden auch lokal in Rheinland-Pfalz, westlich von Ludwigshafen, in Baden-Württemberg in der Nähe von Kehl und nördlich von Karlsruhe sowie sehr vereinzelt im Elsass festgestellt.

La concentration maximale de 36 µg/L est mesurée en Rhénanie-Palatinat au sud de la ville de Gemersheim.

L'arsenic est un élément naturel omniprésent dans le sous-sol du Fossé rhénan. Sa présence dans l'eau est renforcée par les conditions réductrices de la nappe qui favorisent sa mise en solution. Cela induit une certaine similitude entre les secteurs problématiques vis-à-vis de l'arsenic et ceux vis-à-vis du fer ou du manganèse.

Dans certains cas, une contamination par des eaux usées peut expliquer de fortes concentrations.

Carte des concentrations ponctuelles en arsenic

Uranium : les concentrations les plus élevées sont mesurées au nord de l'aquifère

Quantifié sur 84 % des points de mesure, l'uranium est détecté de manière homogène à l'échelle de la nappe du Rhin supérieur. Il s'agit d'un élément trace naturellement ubiquiste. Les milieux enrichis en oxygène, à pH acide et riches en matière organique, favorisent sa migration dans l'eau.

Les concentrations les plus élevées sont, comme pour le fer, le manganèse ou encore l'arsenic, retrouvées au nord de la zone d'étude. Neuf dépassements de la valeur seuil transfrontalière (30 µg/L) sont enregistrés, dont huit en Rhénanie-Palatinat, notamment à proximité de Ludwigshafen et de Worms. En Alsace, dans le Bade-Wurtemberg et dans les cantons suisses, aucun dépassement de la valeur seuil n'est relevé.

Carte des concentrations ponctuelles en uranium

5.8.2.3. Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

L'analyse de l'évolution temporelle des résultats se restreint aux quatre paramètres qui génèrent le plus de dépassements des valeurs seuils transfrontalières : le manganèse, le fer, l'arsenic et l'uranium.

La comparaison des concentrations a été effectuée sur la base des résultats ERMES 2016 et ERMES-ii-Rhin, sur les points de mesure communs aux deux années et selon les limites de quantification propres à chaque partenaire et chaque campagne.

Les concentrations moyennes en fer, manganèse et arsenic ont diminué entre ERMES 2016 et ERMES-ii-Rhin (**Tableau 5.15**). Cette baisse est fortement liée à la diminution des concentrations des valeurs extrêmes, traduite par la baisse du percentile 90. De plus, une baisse de la fréquence de dépassement des valeurs seuils est aussi observée pour ces trois paramètres.

Aucune tendance d'évolution n'est mise en évidence pour l'uranium (**Tableau 5.15**). La concentration moyenne et la valeur du percentile 90 sont très stables entre les deux campagnes. De même, la fréquence de dépassement de la valeur seuil est identique entre ERMES 2016 et ERMES-ii-Rhin 2024.

Die höchste Konzentration von 36 µg/L wurde in Rheinland-Pfalz südlich von Germersheim gemessen.

Arsen ist ein natürliches Element, das überall im Untergrund des Oberrheingrabens vorhanden ist. Durch reduzierende Bedingungen im Grundwasser erhöht sich seine Löslichkeit, was ein erhöhtes Vorkommen im Wasser begünstigt. Die in Bezug auf Arsen, Eisen und Mangan problematischen Bereiche weisen also ähnliche Merkmale auf.

In einigen Fällen lassen sich hohe Konzentrationen mit der Verunreinigung durch Abwasser erklären.

Karte der punktuellen Arsenkonzentrationen

Uran: die höchsten Konzentrationen im Norden des Grundwasserleiters

Uran wurde an 84 % der Messstellen nachgewiesen und ist im Grundwasser des Oberrheingrabens flächendeckend verteilt. Es handelt sich um ein natürlich ubiquitär vorkommendes Spurenelement. Sauerstoffreiche Medien mit saurem pH-Wert und hohem Gehalt an organischen Stoffen begünstigen seine Migration im Grundwasser.

Die höchsten Konzentrationen wurden wie bei Eisen, Mangan und Arsen im Norden des Untersuchungsgebietes gemessen. Es wurden neun Messstellen mit Überschreitungen des grenzüberschreitenden Schwellenwerts (30 µg/L) festgestellt, davon acht Messstellen in Rheinland-Pfalz, vor allem in der Nähe von Ludwigshafen und Worms. Im Elsass, in Baden-Württemberg und in den Schweizer Kantonen wurden keine Überschreitungen des Schwellenwerts nachgewiesen.

Karte der punktuellen Urankonzentrationen

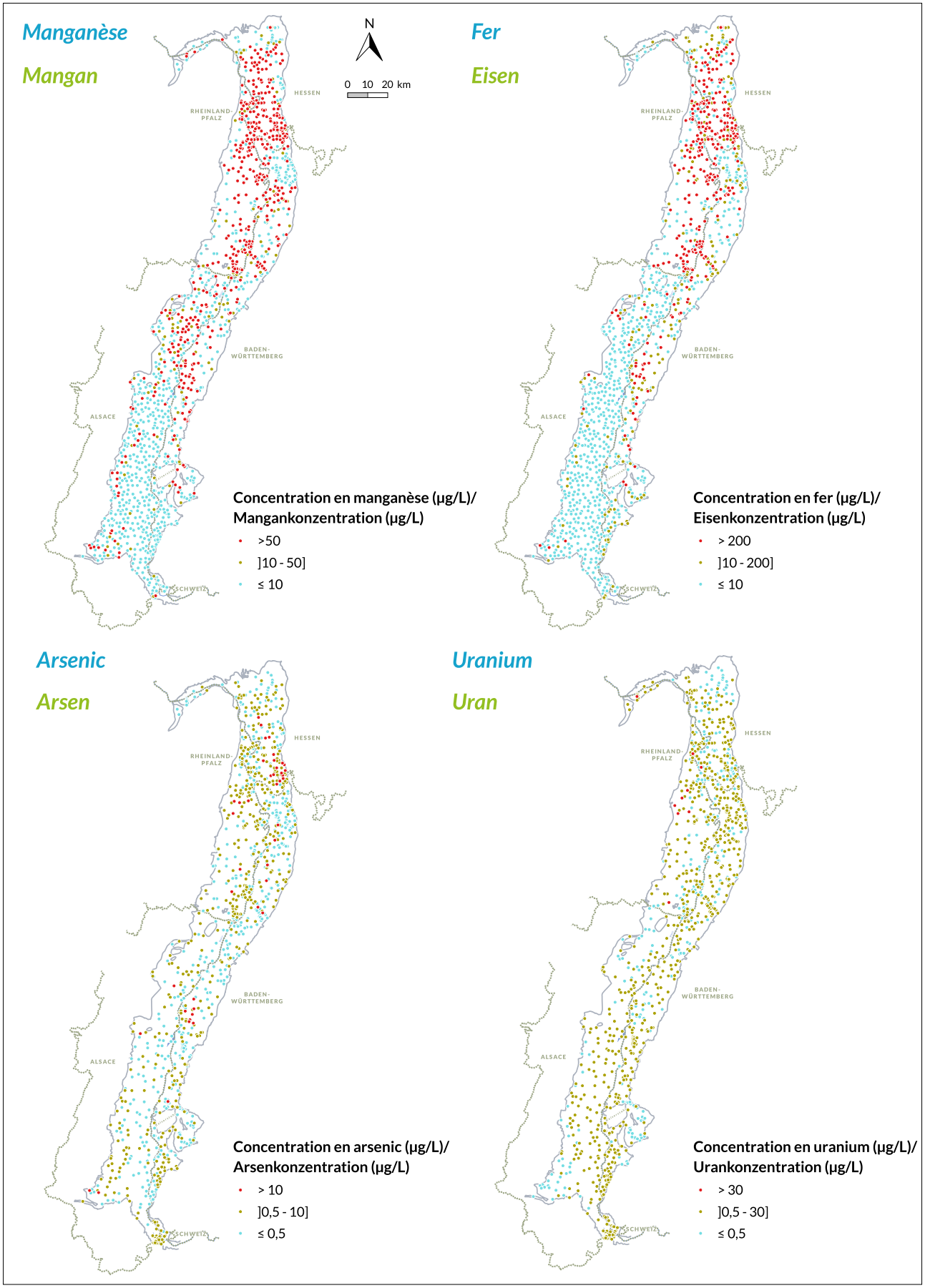
5.8.2.3. Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der zeitliche Vergleich der Ergebnisse beschränkt sich auf die vier Parameter, die die meisten Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte verursachen: Mangan, Eisen, Arsen und Uran.

Grundlage des Vergleichs waren die Ergebnisse von ERMES 2016 und ERMES-ii-Rhein an den konsistenten Messstellen der beiden Kampagnen mit den für jeden Partner und jede Kampagne geltenden Bestimmungsgrenzen.

Die Durchschnittskonzentrationen von Eisen, Mangan und Arsen sanken zwischen ERMES 2016 und ERMES-ii-Rhein (**Tabelle 5.15**). Dieser Rückgang hängt hauptsächlich mit der Abnahme der Extremwerte zusammen, die sich in einem geringeren 90. Perzentil niederschlägt. Darüber hinaus ist für diese drei Parameter auch ein Rückgang der Überschreitungshäufigkeit der Schwellenwerte zu beobachten.

Für Uran ist kein Entwicklungstrend erkennbar (**Tabelle 5.15**). Die durchschnittliche Konzentration und der 90. Perzentilwert der beiden Messkampagnen sind fast unverändert. Ebenso ist die Überschreitungshäufigkeit zwischen ERMES 2016 und ERMES-ii-Rhein 2024 identisch.



Carte 5.17 : Fréquence de détermination et de dépassement des valeurs seuils des oligo-éléments arsenic, fer, manganèse et uranium

Karte 5.17: Bestimmungshäufigkeit und Überschreitungshäufigkeit der Schwellenwerte der Spurenelemente Arsen, Eisen, Mangan und Uran

Fer Eisen	2016	2024
Moyenne Durchschnitt	787 µg/L	628 µg/L
Percentile 90 90. Perzentil	2715 µg/L	2105 µg/L
Fréquence de dépassement de la valeur seuil transfrontalière Häufigkeit der Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts	21,9 %	19,1 %

Manganèse Mangan	2016	2024
Moyenne Durchschnitt	202 µg/L	170 µg/L
Percentile 90 90. Perzentil	668 µg/L	574,8 µg/L
Fréquence de dépassement de la valeur seuil transfrontalière Häufigkeit der Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts	32,9 %	32,3 %

Arsenic Arsen	2016	2024
Moyenne Durchschnitt	1,9 µg/L	1,64 µg/L
Percentile 90 90. Perzentil	4,2 µg/L	3,36 µg/L
Fréquence de dépassement de la valeur seuil transfrontalière Häufigkeit der Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts	4,2 %	3,5 %

Uranium Uran	2016	2024
Moyenne Durchschnitt	2,25 µg/L	2,3 µg/L
Percentile 90 90. Perzentil	4,9 µg/L	4,8 µg/L
Fréquence de dépassement de la valeur seuil transfrontalière Häufigkeit der Überschreitung des grenzüberschreitenden Schwellenwerts	0,8 %	0,8 %

Tableau 5.15 : Évolution des indicateurs statistiques entre 2016 et 2024 pour le fer, le manganèse, l'arsenic et l'uranium

Tabelle 5.15: Entwicklung der statistischen Indikatoren zwischen 2016 und 2024 für Eisen, Mangan, Arsen und Uran

5.8.2.4. Focus par partenaire

Alsace

Le fer et le manganèse ont été analysés sur un réseau de 522 points de mesure. Pour le fer, 13 ouvrages, soit 2,5 % du réseau, dépassent la valeur seuil transfrontalière de 200 µg/L. Concernant le manganèse, 90 ouvrages (17,2 %) dépassent la valeur seuil transfrontalière de 50 µg/L, dont 59 à plus de 250 µg/L. Ces deux éléments traces proviennent essentiellement du démantèlement des grès et se concentrent dans les strates hydromorphes (réductrices) entre la Doller et la Thur, entre Colmar et Sélestat, au sud de Strasbourg et dans le Pliocène de Haguenau.

L'arsenic et l'uranium ont été recherchés sur 206 points de mesure. Les limites de quantification relativement basses (LQ = 0,01 µg/L) pour l'analyse de ces deux paramètres se traduisent par des fréquences de quantification élevées : 99,5 % pour l'arsenic et 97,1 % pour l'uranium. Concernant les dépassements des valeurs seuils établies pour le projet, quatre ouvrages présentent des concentrations en arsenic supérieures à 10 µg/L, tandis qu'aucun dépassement n'est observé pour l'uranium (seuil à 30 µg/L).

Bade-Wurtemberg

Le fer a été détecté dans le Bade-Wurtemberg sur 202 (48,4 %) des 417 points de mesure, à des concentrations comprises entre 5 µg/L et 15 700 µg/L. L'origine du fer dans

5.8.2.4. Fokus nach Partnerregion

Elsass

Eisen und Mangan wurden an 522 Messstellen untersucht. Bei Eisen überschritten 13 Messtellen, d. h. 2,5 % des Messnetzes, den grenzüberschreitenden Schwellenwert von 200 µg/L. Bei Mangan lagen 90 Messstellen (17,2 %) über dem Schwellenwert von 50 µg/L, davon 59 Messstellen über 250 µg/L. Diese beiden Spurenelemente stammen hauptsächlich aus dem Abbau von Sandstein und konzentrieren sich in den hydromorphen (reduzierenden) Schichten zwischen Doller und Thur, zwischen Colmar und Sélestat, südlich von Straßburg und in der Pliozän-Terrasse bei Haguenau.

Arsen und Uran wurden an 206 Messstellen untersucht. Die relativ niedrigen Bestimmungsgrenzen (LQ = 0,01 µg/L) für diese beiden Parameter führten zu hohen Bestimmungshäufigkeiten: 99,5 % für Arsen und 97,1 % für Uran. Der für das Projekt festgelegte Schwellenwert für Arsen wurde mit mehr als 10 µg/L an vier Messstellen überschritten, während für Uran (Schwellenwert bei 30 µg/L) keine Überschreitungen festgestellt wurden.

Baden-Württemberg

Eisen wurde in Baden-Württemberg an 202 (48,4 %) der 417 untersuchten Messstellen in Konzentrationen von 5 µg/L bis 15.700 µg/L nachgewiesen. Das Vorkommen von

la nappe phréatique s'explique généralement par la dissolution naturelle de minéraux ferreux en conditions réductrices. Mais des concentrations élevées peuvent également provenir d'eaux usées non traitées, de sites contaminés ou d'industries de transformation du fer. Les quantifications se retrouvent sur toute la zone d'étude. La valeur seuil de 200 µg/L a été dépassée sur 84 points de mesure (20,1 %). Pour la plupart de ces points, les valeurs mesurées s'expliquent par les concentrations géogènes en fer et la très faible teneur en oxygène du milieu. Les concentrations fortes, pouvant atteindre une concentration maximale de 15 700 µg/L, se trouvent principalement dans les zones urbaines fortement peuplées, les zones industrielles, les sites contaminés et les zones présentant des indicateurs avérés d'eaux usées en concentrations élevées. Les quantifications de fer tout comme la concentration maximale ont légèrement augmenté depuis 2016, mais les dépassements de valeurs seuils ont légèrement reculé.

Le manganèse a été retrouvé sur 181 (42,2 %) des 429 points de mesure, à des concentrations comprises entre 5 µg/L et 2 800 µg/L. Sa fréquence de quantification est identique à celle du fer. Rien d'étonnant à cela car le manganèse présent dans la vallée du Rhin supérieur a lui aussi une origine principalement géogène et présente une solubilité plus élevée en conditions réductrices. Sur 132 points de mesure (30,8 %) entre Fribourg et Mannheim, des concentrations supérieures à la valeur seuil de 50 µg/L ont été observées. En plus des concentrations géogènes naturelles, de nombreux points de mesure se caractérisent par un fort manque d'oxygène, ce qui a pour effet d'augmenter les concentrations. Par ailleurs, les concentrations sont souvent accrues par les eaux usées non traitées et les sites contaminés, principalement dans les zones urbaines et industrielles. Le nombre de quantifications et la concentration maximale ont légèrement augmenté depuis 2016. Le nombre de dépassements de la valeur seuil a toutefois légèrement diminué.

Dans le Bade-Wurtemberg, l'**arsenic** a été détecté sur 351 (78,7 %) des 446 points de mesure, à des concentrations comprises entre 0,2 µg/L et 33,7 µg/L. Des concentrations de 0,5 µg/L et plus ont été relevées dans 49,8 % des quantifications. Tout comme le fer et le manganèse, l'arsenic est naturellement présent dans les roches du fossé rhénan supérieur. On le retrouve sur toute la zone d'étude. La valeur seuil de 10 µg/L pour l'arsenic a été dépassée sur 16 (3,6 %) des points de mesure situés au nord du Kaiserstuhl. Les dépassements constatés en 2024 coïncident pour la plupart avec ceux de 2016 et sont en grande partie d'origine géogène. La pauvreté en oxygène qui caractérise ces points de mesure favorise la solubilité de l'arsenic présent dans la roche. Les influences anthropiques dues à des sites contaminés ou à l'exploitation minière historique augmentent parfois encore plus les concentrations d'arsenic. La fréquence de quantification et la concentration maximale ont augmenté depuis 2016, mais le nombre de dépassements

Eisen im Grundwasser lässt sich meist auf die natürliche Löslichkeit aus Gesteinen bei reduzierenden Bedingungen zurückführen. Erhöhte Konzentrationen können jedoch auch durch ungereinigtes Abwasser, Altlasten und Eisen-verarbeitende Industrien eingetragen werden. Positivbefunde erstrecken sich über den gesamten Projektbereich. An 84 Messtellen (20,1 %) wurde der Grenzwert von 200 µg/L überschritten. Für einen Großteil dieser Messstellen liegen die Ursachen für die gemessenen Werte bei den geogenen Eisenkonzentrationen und den sehr sauerstoffarmen Bedingungen. Stark erhöhte Konzentrationen bis zur maximalen Konzentration von 15.700 µg/L befinden sich überwiegend in Siedlungsgebieten mit hoher Einwohnerdichte, Industriegebieten, Flächen mit Altlasten und Bereichen mit nachgewiesenen Abwasserindikatoren in hohen Konzentrationen. Die Anzahl der Eisen-Nachweise sowie die maximale Konzentration hat sich seit den Untersuchungen 2016 leicht erhöht, die Anzahl der Grenzwertüberschreitungen ist jedoch leicht zurück gegangen.

Mangan wurde an 181 (42,2 %) der 429 beprobten Messstellen in Konzentrationen von 5 µg/L bis 2.800 µg/L nachgewiesen. Es konnte ähnlich häufig wie Eisen gemessen werden, da auch Mangan im Oberrheingraben einen überwiegend geogenen Ursprung mit höherer Löslichkeit bei reduzierenden Bedingungen im Grundwasser aufzeigt. An 132 Messstellen (30,8 %) von Freiburg bis Mannheim wurden Konzentrationen über dem Grenzwert von 50 µg/L gemessen. Zusätzlich zu den geogenen Hintergrundkonzentrationen sind an vielen Messstellen mit Positivbefunden stark sauerstoffarme Bedingungen gegeben, welche konzentrationserhöhend wirken. Oft sind die Konzentrationen, vorrangig in städtischen und industriellen Flächen, zusätzlich durch ungereinigtes Abwasser und Altlasten erhöht. Die Anzahl der positiven Nachweise sowie die maximal gemessene Konzentration hat sich seit den Untersuchungen 2016 leicht erhöht. Die Anzahl der Grenzwertüberschreitungen ist jedoch leicht zurück gegangen.

Arsen wurde in Baden-Württemberg an 351 (78,7 %) der 446 untersuchten Messstellen in Konzentrationen von 0,2 µg/L bis 33,7 µg/L nachgewiesen. Konzentrationen von 0,5 µg/L und höher lagen für 49,8 % der Positivbefunde vor. Arsen hat, wie auch Eisen und Mangan, ein natürliches Vorkommen im Gestein des Oberrheingrabens und lässt sich im gesamten Untersuchungsgebiet nachweisen. Der Arsen-Grenzwert von 10 µg/L wurde an 16 (3,6 %) der Messstellen nördlich des Kaiserstuhls überschritten. Die Fundorte der Überschreitungen 2024 decken sich meistens mit den Funden aus 2016 und lassen sich größtenteils auf geogene Belastungen zurückführen. Die stark sauerstoffarmen Bedingungen an diesen Messstellen begünstigen die Löslichkeit von Arsen aus dem Gestein. Anthropogene Einflüsse durch Altlasten oder historischer Bergbau verursachen vereinzelt zusätzliche Erhöhungen der Arsen-Konzentrationen. Die Nachweishäufigkeit und maximale Konzentration haben sich seit 2016 erhöht, die Anzahl der Grenzüberschreitun-

du seuil diminue légèrement par rapport aux analyses de 2016 (18 points de mesure).

Dans le Bade-Wurtemberg, **l'uranium** a été détecté sur 376 (84,7 %) des 444 points de mesure, à des concentrations comprises entre 0,2 µg/L et 24,5 µg/L. Des concentrations supérieures ou égales à 0,5 µg/L ont été observées sur 350 points de mesure (78,8 %). Le nombre élevé de quantifications sur l'ensemble de la zone du projet s'explique par la présence naturelle d'uranium dans les roches du fossé rhénan supérieur. La valeur seuil de 10 µg/L fixée par le décret allemand sur l'eau potable a été dépassée sur sept points de mesure, avec une concentration maximale de 24,5 µg/L. Tous les points de mesure dépassant cette valeur se trouvent au nord du Kaiserstuhl, le long de failles tectoniques dans des eaux pauvres en oxygène. Les concentrations peuvent augmenter dans cette zone en raison de la remontée d'eaux profondes anciennes. La plus grande solubilité peut également jouer un rôle. La valeur seuil transfrontalière commune de 30 µg/L n'est dépassée sur aucun point de mesure.

Les concentrations élevées d'uranium présentent un profil similaire à celui observé en 2016. Le nombre de quantifications et de dépassements a légèrement augmenté depuis 2016, mais la concentration maximale est passée de 26 µg/L à 24,5 µg/L.

Hesse

Dans les eaux souterraines de la partie hessoise de la zone d'étude, 211 points de mesure ont été analysés pour détecter la présence de **fer** et de **manganèse**. Du fer a été détecté sur 158 (74,9 %) des points de mesure. Sur 103 points de mesure (48,8 %), la valeur seuil transfrontalière a été dépassée. La concentration maximale mesurée pour le fer était de 20,1 mg/L. Le manganèse a été retrouvé sur 156 (73,9 %) des points de mesure. La valeur seuil transfrontalière a été dépassée sur 130 points (61,6 %). La concentration maximale mesurée pour le manganèse s'élevait à 2,0 mg/L. En 2016, la valeur seuil transfrontalière avait été dépassée pour le fer sur 50,8 % des 248 points de mesure et pour le manganèse sur 60,9 % d'entre eux. La concentration maximale mesurée pour le fer était alors de 20,5 mg/L et celle du manganèse de 4,5 mg/L.

Les fortes valeurs de fer et de manganèse sont étroitement liées à de faibles teneurs en oxygène. Elles s'expliquent également par la présence de matière organique dans l'aquifère. Ces deux substances sont donc des indicateurs de processus réducteurs dans l'aquifère. Il existe souvent un lien entre ces deux éléments chimiques.

Dans la nappe phréatique de la partie hessoise de la zone d'étude, 179 points de mesure ont été analysés pour détecter la présence d'**arsenic**. L'arsenic a été retrouvé sur 106 des points de mesure (59,2 %). Sur 16 points (8,9 %), la valeur seuil transfrontalière a été dépassée. La concentration maximale mesurée pour l'arsenic était de 33,2 µg/L. Lors du pro-

gen sinkt jedoch im Vergleich zu den Untersuchungen 2016 (18 Messstellen) leicht ab.

Uran wurde in Baden-Württemberg an 376 (84,7 %) der 444 untersuchten Messstellen in Konzentrationen von 0,2 µg/L bis 24,5 µg/L nachgewiesen. An 350 Messstellen (78,8 %) konnten Konzentrationen größer oder gleich 0,5 µg/L beobachtet werden. Die hohe Nachweisanzahl im gesamten Projektgebiet kann durch das natürliche Vorkommen von Uran in den Gesteinen des Oberrheingrabens begründet werden.

Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 10 µg/L wurde an sieben Messstellen, mit einer maximalen Konzentration von 24,5 µg/L, überschritten. Alle überschreitenden Messstellen liegen nördlich des Kaiserstuhls entlang tektonischer Störungen in sauerstoffarmen Grundwassern. Die Konzentrationen können sich in diesem Raum durch aufsteigendes altes Tiefenwasser und die begünstigte Löslichkeit erhöhen. Der gemeinsame grenzüberschreitende Grenzwert von 30 µg/L wurde an keiner Messstelle überschritten. Die Belastungen durch erhöhte Uran-konzentrationen zeigen ein ähnliches Muster wie die Untersuchungen 2016. Die Anzahl der Nachweise und Grenzüberschreitungen sind seit 2016 leicht gestiegen, die maximale Konzentration ist jedoch von 26 µg/L auf 24,5 µg/L abgefallen.

Hessen

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 211 Messstellen auf **Eisen** und **Mangan** untersucht. Eisen wurde an 158 (74,9 %) der untersuchten Messstellen nachgewiesen. An 103 Messstellen (48,8 %) wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten. Die maximal gemessene Konzentration für Eisen lag bei 20,1 mg/L. Mangan wurde an 156 (73,9 %) der Messstellen nachgewiesen. An 130 Messstellen (61,6 %) wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten. Die maximal gemessene Konzentration für Mangan lag bei 2,0 mg/L. In ERMES 2016 wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert für Eisen an 50,8 % und für Mangan an 60,9 % der 248 untersuchten Messstellen überschritten. Die maximal gemessene Konzentration für Eisen lag bei 20,5 mg/L und für Mangan bei 4,5 mg/L.

Das Auftreten erhöhter Werte für Eisen und Mangan korreliert sehr eng mit niedrigen Sauerstoffwerten und steht auch in kausalem Zusammenhang mit dem Vorhandensein organischen Materials im Aquifer. Beide Stoffe sind somit Indikatoren für reduzierende Prozesse im Grundwasserleiter. Zwischen diesen beiden chemischen Elementen existiert oft ein Zusammenhang.

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 179 Messstellen auf **Arsen** untersucht. Arsen wurde an 106 der untersuchten Messstellen (59,2 %) nachgewiesen. An 16 Messstellen (8,9 %) wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten. Die maximal gemessene

jet ERMES 2016, l'arsenic avait été retrouvé sur 88 des 201 points de mesure (43,8 %), la valeur seuil transfrontalière avait été dépassée sur 21 points (10,4 %) et la concentration maximale mesurée pour l'arsenic avait été de 91 µg/L.

L'arsenic peut se trouver en faibles concentrations partout dans le sol. Les concentrations élevées d'arsenic sont souvent liées à la disponibilité géogène, au pH et aux conditions réductrices présentes dans les eaux souterraines. Les sédiments des ruisseaux et des rivières peuvent également présenter de fortes concentrations en arsenic. Cela explique les concentrations élevées détectées dans la nappe phréatique des anciennes plaines alluviales de l'Alt-Neckar (entre Gernsheim et Groß-Gerau) et des méandres du Rhin dans le Ried hessois.

Dans les eaux souterraines de la partie hessoise de la zone d'étude, 179 points de mesure ont été analysés pour détecter la présence d'**uranium**. Celui-ci a été retrouvé sur 136 des points (76,0 %). Sur un point (0,6 %), la valeur seuil transfrontalière a été dépassée. La concentration maximale mesurée pour l'arsenic est de 36,2 µg/L. Lors du projet ERMES 2016, l'uranium a été retrouvé sur 131 des 208 points de mesure (63,0 %), la valeur seuil transfrontalière avait été dépassée sur 19 points de mesure (9,1 %) et la concentration maximale mesurée pour l'uranium s'était élevée à 160 µg/L.

Rhénanie-Palatinat

Le fer et le manganèse dépassent les valeurs limites (0,2 mg/L et 0,05 mg/L) sur respectivement 56 % et 68 % des points de mesure analysés. Ces dépassements s'expliquent par le fait que le fer et le manganèse sont présents de manière géogène dans les sédiments meubles quaternaires du nord-ouest du fossé rhénan et qu'ils sont en outre dissous dans les eaux souterraines en raison des conditions réductrices. Les milieux réducteurs sont fréquents, notamment en raison de la forte teneur en matières organiques des sédiments meubles dans la partie rhénano-palatine de la zone étudiée, en particulier dans la boucle du Rhin à Eich, dans l'agglomération de Ludwigshafen et dans la zone de la terrasse basse dans le sud du Palatinat antérieur.

Sur 60 % des 275 points de mesure où l'**arsenic** a été recherché la concentration est supérieure à la limite de quantification. Les teneurs en arsenic sont d'origine géogène. Pour sept points de mesure (2,5 %), la valeur seuil transfrontalière de 10 µg/L est dépassée. Ces points de mesure sont situés pour la plupart entre le Rhin et Bad Dürkheim, à l'extrémité ouest du fossé rhénan. Bad Dürkheim est connue pour ses sources minérales et thermales contenant de l'arsenic. L'arsenic remonte le long des failles tectoniques à la périphérie ouest du fossé et peut ensuite être déplacé vers l'est, dans le sens d'écoulement des eaux souterraines.

Dans le nord-ouest du fossé rhénan supérieur, l'**uranium** est détecté dans près d'un point de mesure sur deux à des concentrations supérieures à 1 µg/L, dans les eaux

Konzentration für Arsen lag bei 33,2 µg/L. In ERMES 2016 wurde Arsen an 88 der 201 untersuchten Messstellen (43,8 %) nachgewiesen, an 21 Messstellen (10,4 %) wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten und die maximal gemessene Konzentration für Arsen lag bei 91 µg/L.

In geringen Konzentrationen kann Arsen überall im Boden vorkommen. Erhöhte Arsenkonzentrationen stehen oft im Zusammenhang mit der geogenen Verfügbarkeit, dem pH-Wert und den reduzierenden Bedingungen im Grundwasser. Auch im Bereich von Bach- und Fluss-Sedimenten kann es zu erhöhten Arsenkonzentrationen kommen. Dadurch sind erhöhte Einzelfunde in den Grundwässern der ehemaligen Auen des Alt-Neckars (zwischen Gernsheim und Groß-Gerau) und Mäandern des Rheins im Hessischen Ried erklärbar.

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 179 Messstellen auf **Uran** untersucht. Uran wurde an 136 der untersuchten Messstellen (76,0 %) nachgewiesen. An einer Messstelle (0,6 %) wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten. Die maximal gemessene Konzentration für Arsen lag bei 36,2 µg/L. In ERMES 2016 wurde Uran an 131 der 208 untersuchten Messstellen (63,0 %) nachgewiesen, an 19 Messstellen (9,1 %) wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten und die maximal gemessene Konzentration für Uran lag bei 160 µg/L.

Rheinland-Pfalz

Eisen und Mangan zeigen an 56 % bzw. 68 % der untersuchten Messstellen Überschreitungen der jeweiligen Schwellenwerte (0,2 mg/L bzw. 0,05 mg/l). Die Überschreitungen können dadurch erklärt werden, dass Eisen und Mangan in den quartären Lockergesteinssedimenten des nordwestlichen Oberrheingrabens geogen verbreitet sind und zudem durch reduzierende Verhältnisse im Grundwasser gelöst werden. Reduzierende Grundwassermilieus sind u. a. aufgrund des hohen Organik-Anteils in den Lockersedimenten im rheinlandpfälzischen Anteil des Untersuchungsgebiets verbreitet anzutreffen, insbesondere im Eicher Rheinbogen, im Großraum Ludwigshafen sowie im Bereich der Niederterrasse in der südlichen Vorderpfalz.

An 60 % der 275 Messstellen, die auf **Arsen** untersucht wurden, liegt die Konzentration über der Bestimmungsgrenze. Die Arsengehalte sind geogenen Ursprungs. An sieben Messstellen (2,5 %) wird der grenzüberschreitende Schwellenwert von 10 µg/L überschritten. Diese Messstellen liegen größtenteils im Bereich zwischen dem Rhein und Bad Dürkheim am westlichen Rand des Oberrheingrabens. Bad Dürkheim ist für seine arsenhaltigen Mineral- und Heilquellen bekannt. Das Arsen steigt entlang tektonischer Störungen am westlichen Grabenrand auf und kann dann entlang der Grundwasserfließrichtung in östlicher Richtung verlagert werden.

souterraines proches de la surface. Cela s'explique par la disponibilité géogène connue dans les sédiments quaternaires. Dans la partie rhénano-palatine de la zone étudiée, la valeur limite de 10 µg/L fixée pour l'uranium dans l'eau potable est dépassée pour 10 % des points de mesure. Les points concernés sont concentrés dans la zone située entre Bad Dürkheim et Ludwigshafen, et atteignent des valeurs supérieures à 40 µg/L (pour quatre points de mesure).

Bâle-Ville

Au total, onze métaux différents ont été analysés.

L'arsenic, le baryum, l'uranium, le chrome et le strontium ont été relevés dans tous les échantillons. De l'antimoine (16/19), du zinc (15/19) et du plomb (13/19) ont également été retrouvés sur la plupart des points de mesure.

Le nickel a été détecté dans deux échantillons, le cuivre dans sept.

La présence de ces métaux peut s'expliquer par la production chimique et pharmaceutique qui existe depuis de nombreuses années, la métallurgie, la galvanoplastie, la protection contre la corrosion, la forge et d'autres activités similaires entraînant des rejets ponctuels (Cu, Zn, Pb, Cr, etc.). Dans les zones urbaines, l'abrasion des revêtements routiers, des pneus et des plaquettes lors du freinage joue certainement aussi un rôle, tout comme les métaux présents dans les particules fines.

Bâle-Campagne

Dans le canton de Bâle-Campagne, 20 éléments ont été analysés, dont 14 ont été détectés. L'arsenic, le fer, le nickel et l'uranium ont été détectés dans 100 % des stations de mesure, l'antimoine, le chrome, le cuivre, le molybdène et le zinc dans 94 % des stations et le plomb dans 76 % des stations. Les autres éléments ont été détectés dans moins de 41 % des points de mesure, notamment le manganèse, le cadmium et le vanadium. Le chrome VI, détecté dans 70 % des points de mesure, est particulièrement remarquable, car il est dû à un sinistre.

Uran ist im nordwestlichen Oberrheingraben an nahezu jeder zweiten untersuchten Messstelle in Konzentrationen über 1 µg/L im oberflächennahen Grundwasser nachzuweisen. Ursache ist die bekannte geogene Verfügbarkeit in den quartären Sedimenten. Im rheinland-pfälzischen Anteil des Untersuchungsgebiets wird dabei an 10 % der Messstellen der Trinkwassergrenzwert für Uran in Höhe von 10 µg/L überschritten. Betroffene Messstellen konzentrieren sich im Gebiet zwischen Bad Dürkheim und Ludwigshafen und erreichen in der Spitze Werte von über 40 µg/L (vier Messstellen).

Basel-Stadt

Es wurden insgesamt elf verschiedene Metalle untersucht.

Arsen, Barium, Uran, Chrom und Strontium wurden in allen untersuchten Proben nachgewiesen. Auch Antimon (16/19), Zink (15/19) und Blei (13/19) konnte in den meisten Messtellen gefunden werden.

Nickel wurde in zwei, Kupfer in sieben der untersuchten Proben nachgewiesen.

Als Quelle für die nachgewiesenen Metalle kommt die langjährige chemisch-pharmazeutische Produktion, Metallverarbeitung, Galvanik, Korrosionsschutz, Schmieden und ähnliche Betriebe mit punktuellen Einträgen (Cu, Zn, Pb, Cr etc.) in Frage. In Stadtgebieten spielt sicherlich auch der Abrieb von Bremsen, Reifen, Straßenbelägen und Feinstaubgebundene Metalle eine Rolle.

Basel-Landschaft

Im Kanton Basel-Landschaft wurden 20 Elemente untersucht, wovon 14 nachgewiesen wurden. Arsen, Eisen, Nickel und Uran wurde an 100 % der Messstellen nachgewiesen, Antimon, Chrom, Kupfer, Molybdän und Zink an 94 % und Blei an 76 %. Die anderen Elemente wurden an weniger als 41% der Messstellen nachgewiesen, darunter Mangan, Cadmium und Vanadium. Auffallend ist das Chrom VI, das an 70 % der Messstellen nachgewiesen wurde und das auf einen Schadenfall zurückzuführen ist.

5.8.3.
Perchlorates

Majoritairement d'origine anthropique, les perchlorates sont détectés sur 31,7 % des points de mesure de manière hétérogène sur l'ensemble de la zone d'étude. Les concentrations sont généralement faibles. 0,9 % des points de mesure dépassent la valeur seuil transfrontalière de 4 µg/L. Ces quelques concentrations fortes observées sont isolées et principalement identifiées au nord de l'aquifère.

Compte tenu du caractère persistant des perchlorates, les zones les plus touchées restent globalement identiques à celles identifiées en 2016. Une légère baisse des concentrations et de la fréquence de quantification est observée depuis le précédent projet.

5.8.3.1. Généralités

Caractéristiques générales

Le perchlorate est un anion de formule chimique ClO_4^-, principalement présent sous forme de sels, notamment dans le perchlorate d'ammonium, de potassium, de magnésium, ou de sodium. Ce composé est très soluble dans l'eau et très chimiquement très stables (B. Lopez et al., 2018).

Usages et fonctions

Les ions perchlorates détectés dans l'environnement peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Ils sont notamment utilisés dans des cadres :

- pyrotechniques : fabrication, usage et stockage de poudres et explosifs. Ils sont utilisés comme oxydants dans les comburants de missiles, les explosifs ou plus rarement dans les produits pyrotechniques et les torches. Les bombardements issus des deux grandes guerres constituent ainsi une source importante de perchlorates ;
- agricoles : herbicides chloratés et amendements à base de nitrate de sodium chilien dit « salpêtre chilien ». Toutefois, l'usage des pesticides à base de chlorate de soude est interdit depuis 1992 en Allemagne, 2005 au moins en Suisse et 2009 en France. Un usage des chlorates en tant que désinfectant (désinfectant d'étables et de denrées alimentaires agricoles) pourrait encore être d'actualité ;
- industriels : industrie du verre, de l'engrais, plasturgie, activité pharmaceutique, airbags, désinfection, métallurgie, batterie, catalyseurs ;
- domestiques : composant d'engrais, d'agents désinfectants et de blanchiment.

Voies de contamination environnementales

En-dehors des sources précédemment citées, les perchlorates peuvent également être déposés au sol depuis l'atmosphère par des processus de dépôt sec. Par lessivage,

5.8.3.
Perchlorat

Perchlorat ist überwiegend anthropogenen Ursprungs. Die Substanz wurde an 31,7 % der Messstellen heterogen verteilt im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Die Konzentrationen waren im Allgemeinen gering. 0,9 % der Messstellen überschritten den grenzüberschreitenden Schwellenwert von 4 µg/L. Wenige hohe Konzentrationen wurden vereinzelt und hauptsächlich im nördlichen Teil des Grundwasserleiters gemessen.

Aufgrund der Persistenz von Perchlorat waren die am stärksten betroffenen Gebiete insgesamt dieselben wie 2016. Seit der letzten Bestandsaufnahme ist ein leichter Rückgang der Konzentrationen und der Bestimmungshäufigkeit zu beobachten.

5.8.3.1. Einleitung

Allgemeine Merkmale

Perchlorat ist ein Anion mit der chemischen Formel ClO_4^-. Es kommt hauptsächlich in Form von Salzen vor, insbesondere in Ammonium-, Kalium-, Magnesium- und Natriumperchlorat. Diese Verbindung ist sehr gut wasserlöslich und chemisch sehr stabil (B. Lopez et al., 2018).

Verwendung und Funktionen

Die in der Umwelt nachgewiesenen Perchlorat-Ionen können natürlichen oder anthropogenen Ursprungs sein. Sie werden insbesondere in folgenden Bereichen verwendet:

- Pyrotechnik: Herstellung, Verwendung und Lagerung von Pulver und Sprengstoffen. Es wird als Oxidationsmittel in Raketentreibstoffen, Sprengstoffen oder seltener in Feuerwerkskörpern und Fackeln verwendet. Die Bombardements der beiden Weltkriege waren somit eine wichtige Eintragsquelle für Perchlorate.
- Landwirtschaft: Chlorat-Herbizide und Düngemittel auf Basis von Natriumnitrat („Chilesalpeter"). Die Verwendung von natriumchlorathaltigen Pflanzenschutzmitteln ist seit 1992 in Deutschland, seit mindestens 2005 in der Schweiz und seit 2009 in Frankreich verboten. Weiterhin verwendet wird Natriumchlorat vermutlich als Desinfektionsmittel (Ställe, landwirtschaftliche Nahrungsmittel).
- Industrie: Herstellung von Glas, Düngemitteln, Kunststoffen, Pharmazeutika, Airbags, Batterien, Katalysatoren, Desinfektion, Metallurgie.
- Haushalte: Bestandteil von Düngemitteln, Desinfektionsmitteln und Bleichmitteln.

Eintragswege in die Umwelt

Abgesehen von den oben genannten Quellen kann Perchlorat auch durch Trockenablagerungsprozesse aus der Atmosphäre in den Boden gelangen. Durch Auswaschung

ils contribuent à la contamination diffuse des eaux souterraines, même loin des sources d'émission.

Les perchlorates sont très mobiles dans les sols et les eaux. Les conditions physico-chimiques (aérobies et sub-aérobies) généralement rencontrées dans les aquifères renforcent leur persistance dans ces milieux. Par ailleurs, les mécanismes de remobilisation de stocks, de dispersion/dilution via les écoulements et de biodégradation bactérienne influencent l'évolution des panaches (UBA, 2015 ; B. Lopez et al, 2018).

Impacts sanitaires et environnementaux

Les perchlorates ne sont pas classés comme cancérigènes pour l'être humain et ne s'accumulent pas dans les organismes. Toutefois, leur présence dans l'eau potable représente un risque pour la santé en raison de leur capacité à perturber la fonction thyroïdienne : ils inhibent l'absorption d'iodure nécessaire à la production d'hormones thyroïdienne. Cela peut affecter particulièrement les femmes enceintes, les nourrissons et les personnes carencées en iode (Steinmaus, 2016 ; Fabin, 2025).

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

Aucune valeur seuil réglementaire européenne n'est fixée à l'égard des perchlorates, tant pour les eaux souterraines (Directive 2006/118/CE), que pour l'eau potable (Directive 2020/2184).

En France, une valeur seuil nationale de 4 µg/L a été définie par l'arrêté du 9 octobre 2023 relatif aux modalités de détermination de l'état des eaux souterraines.

Pour l'eau potable, l'ANSES a défini entre par principe de précaution, sur la base de trois avis (2011, 2012 et 2014), deux valeurs guides : 4 µg/L pour les nourrissons et 15 µg/L pour la population adulte. En 2021, l'ANSES a publié un nouvel avis dans lequel il est proposé d'abaisser la valeur à 5 µg/L pour tous les adultes. À ce jour, cette recommandation n'est pas appliquée.

En Allemagne, une valeur guide (Leitwert) de 5 µg/L a été définie pour les EDCH.

En Suisse, l'ordonnance du DFI relative à l'eau potable fixe une concentration maximale de 4 µg/L en perchlorates dans les eaux destinées à la consommation humaine.

5.8.3.2. État des lieux transfrontalier

Lecture et base d'évaluation des résultats

L'analyse des perchlorates est réalisée à partir d'une limite de quantification harmonisée de 0,3 µg/L (LQ de l'Alsace, du Bade-Wurtemberg et de la Hesse). Elle prend en compte comme valeur seuil transfrontalière la concentration de 4 µg/L, appliquée en tant que valeur limite pour l'eau potable en Suisse et comme valeur guide dans les EDCH spécifique aux nourrissons en France. Le seuil d'alerte à 80% est donc fixé à 3,2 µg/L.

trägt es selbst weit entfernt von den Emissionsquellen zur diffusen Verunreinigung des Grundwassers bei.

Perchlorat ist in Böden und Gewässern sehr mobil. Die im Grundwasser üblicherweise vorherrschenden physikalisch-chemischen Bedingungen (aerobe und subaerobe) verstärken die Persistenz in diesem Medium. Darüber hinaus beeinflussen die Remobilisierung von gebundenem Perchlorat, die Ausbreitung/Verdünnung durch Abflüsse sowie der bakterielle Abbau die Entwicklung von Belastungszentren (UBA, 2015; B. Lopez et al., 2018).

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Perchlorat ist nicht als krebserregend für den Menschen eingestuft und reichert sich im Körper nicht an. Sein Vorkommen im Trinkwasser stellt jedoch ein Gesundheitsrisiko dar, da es die Schilddrüsenfunktion durch die Hemmung der Aufnahme des für die Produktion von Schilddrüsenhormonen notwendige Jodid stören kann. Dies kann insbesondere Schwangere, Säuglinge und Menschen mit Jodmangel beeinträchtigen (Steinmaus, 2016; Fabin, 2025).

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Es gibt keinen europäischen Schwellenwert für Perchlorat, weder für Grundwasser (Richtlinie 2006/118/EG) noch für Trinkwasser (Richtlinie 2020/2184).

In Frankreich wurde durch die Verordnung über die Modalitäten zur Ermittlung des Grundwasserzustands vom 9. Oktober 2023 ein nationaler Schwellenwert von 4 µg/L festgelegt.

Für Trinkwasser hat die ANSES auf der Grundlage von drei Gutachten (2011, 2012 und 2014) vorsorglich zwei Richtwerte festgelegt: 4 µg/L für Säuglinge und 15 µg/L für Erwachsene. In einer Stellungnahme aus dem Jahr 2021 empfiehlt die ANSES, den Wert für Erwachsene auf 5 µg/L zu senken. Diese Empfehlung wurde bis heute nicht umgesetzt.

In Deutschland gilt für Trinkwasser der Leitwert von 5 µg/L.

In der Schweiz legt die Trinkwasserverordnung des EDI eine Höchstkonzentration von 4 µg/L für Perchlorat in Wasser für den menschlichen Gebrauch fest.

5.8.3.2. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Die Analyse der Perchlorate erfolgte auf der Grundlage der vereinheitlichten Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/L (Elsass, Baden-Württemberg und Hessen). Als grenzüberschreitender Schwellenwert wurde eine Konzentration von 4 µg/L herangezogen, der in der Schweiz als Trinkwassergrenzwert und in Frankreich spezifisch als Richtwert für Säuglinge gilt. Der Warnwert von 80 % des grenzüberschreitenden Schwellenwertes liegt bei 3,2 µg/L.

Les perchlorates ont été analysés sur 918 points de mesure à l'échelle transfrontalière, à l'exception de la partie suisse de l'aquifère.

Des valeurs supérieures ou égales à la LQ harmonisée de 0,3 µg/L sont obtenues sur 291 ouvrages, soit 31,7 % du réseau (**Figure 5.42**).

Par région, le dépassement de la LQ harmonisée s'élève à :
— 47,4 % en Bade-Wurtemberg ;
— 46,6 % en Hesse ;
— 38,2 % en Rhénanie-Palatinat ;
— 21,6 % en Alsace.

À l'échelle de la nappe du Rhin supérieur, les concentrations en perchlorates sont faibles. Parmi les 291 ouvrages où les valeurs sont supérieures ou égales à la LQ harmonisée, 278 présentent une concentration inférieure au seuil d'alerte de 3,2 µg/L.

Huit ouvrages présentent des concentrations dépassant la valeur seuil transfrontalière de 4 µg/L : deux en Alsace, trois en Hesse et trois en Rhénanie-Palatinat (**Carte 5.18**). La concentration maximale de 13,3 µg/L est relevée en Alsace, au sud-ouest de Strasbourg.

La contamination est répartie de manière hétérogène sur l'ensemble de la zone d'étude. Toutes les régions sont touchées de manière uniforme, sans que des secteurs ne se démarquent particulièrement.

Perchlorat wurde außer im Schweizer Teil des Grundwasserleiters grenzüberschreitend an 918 Messstellen untersucht.

Werte größer oder gleich der vereinheitlichten Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/L wurden an 291 Messstellen nachgewiesen, was 31,7 % des Messnetzes entspricht (**Abbildung 5.42**).

Überschreitung der vereinheitlichten Bestimmungsgrenze nach Untersuchungsgebiet:
— 47,4 % in Baden-Württemberg
— 46,6 % in Hessen
— 38,2 % in Rheinland-Pfalz
— 21,6 % im Elsass.

Im Grundwasser des Oberrheingrabens wurden geringe Perchlorat-Konzentrationen nachgewiesen. Von den 291 Messstellen mit Befunden über oder gleich der vereinheitlichten Bestimmungsgrenze wiesen 278 Messstellen eine Konzentration unterhalb des Warnwertes von 3,2 µg/L auf.

An acht Messstellen wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert von 4 µg/L überschritten: zwei Messstellen im Elsass und jeweils drei Messstellen in Hessen und Rheinland-Pfalz (**Karte 5.18**). Die höchste Konzentration von 13,3 µg/L wurde im Elsass, südwestlich von Straßburg, gemessen.

Positivbefunde sind im gesamten Untersuchungsgebiet heterogen verteilt, sodass alle Regionen gleichmäßig betroffen sind, ohne dass bestimmte Gebiete besonders hervorstechen.

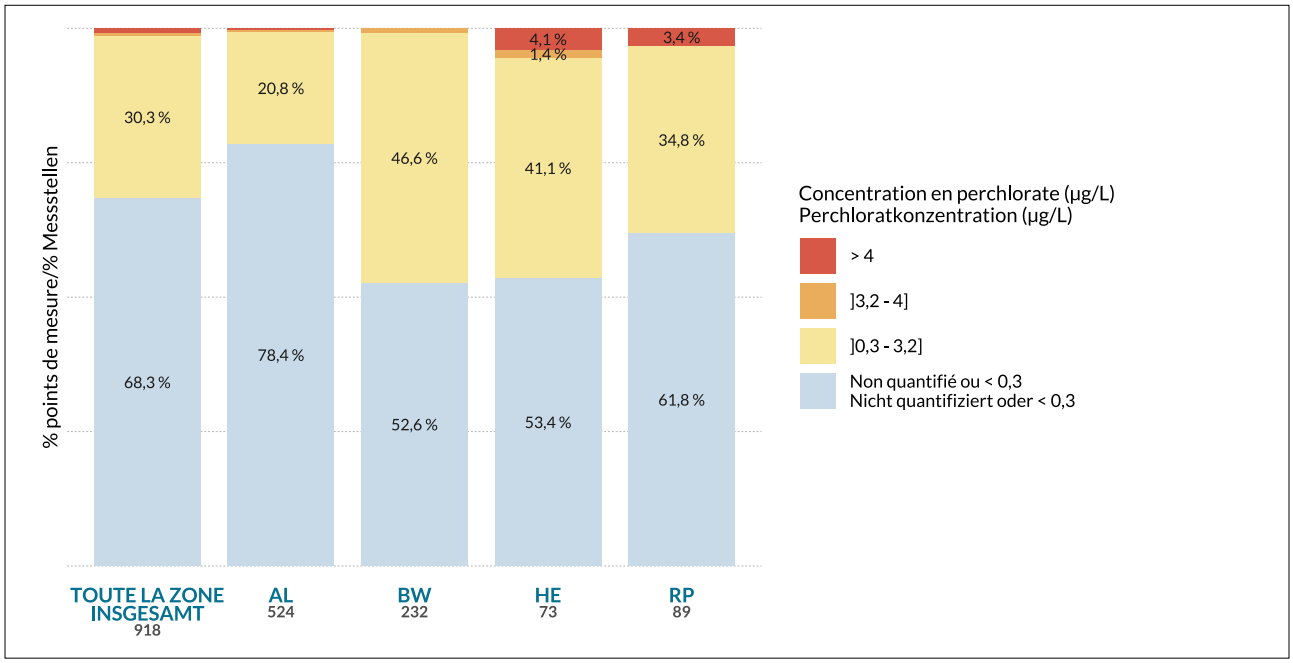
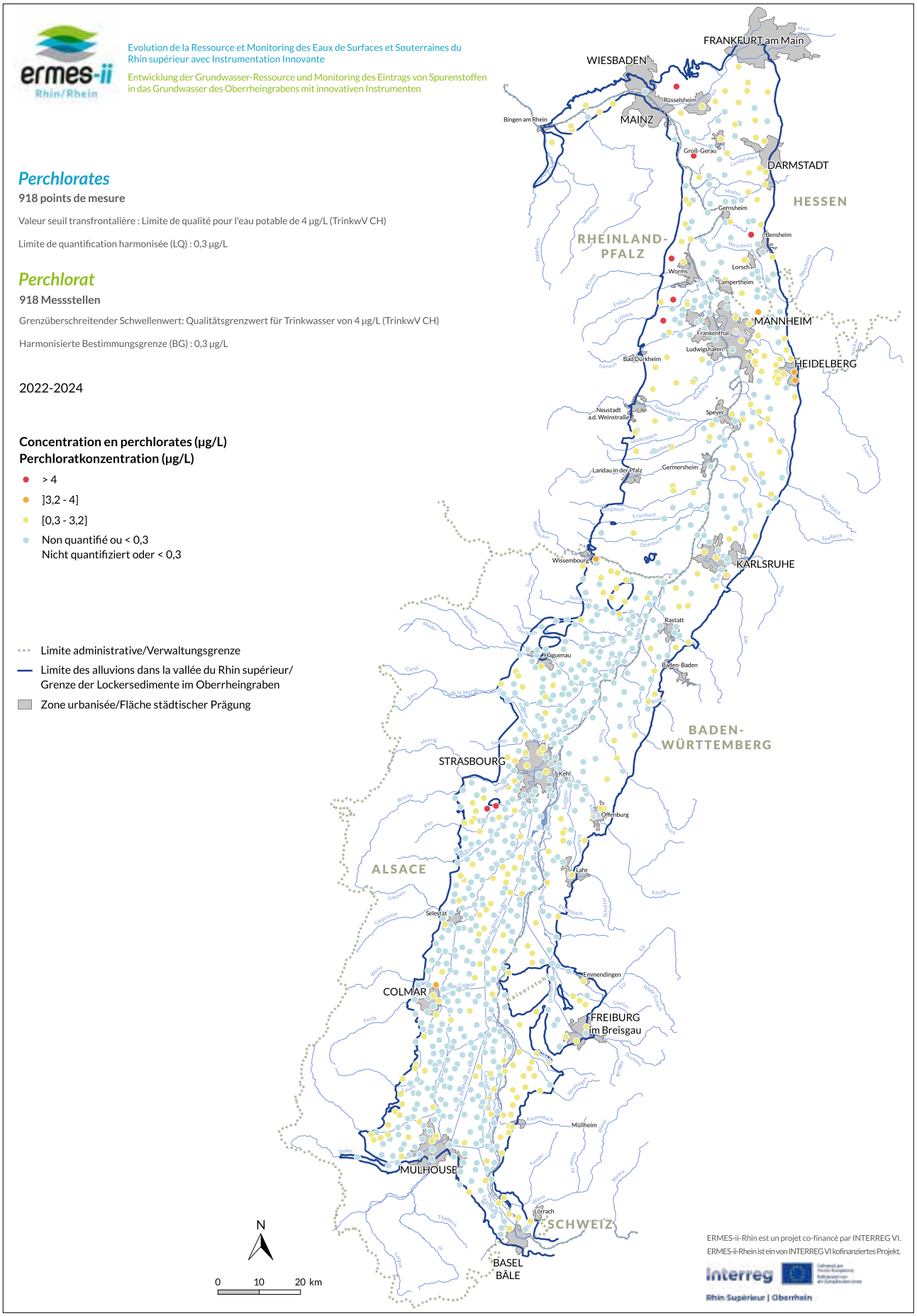


Figure 5.42 : Répartition des classes de concentration et fréquence de dépassement des valeurs seuils par région pour les perchlorates

Abbildung 5.42: Verteilung der Konzentrationsklassen und Überschreitungshäufigkeit der Schwellenwerte nach Region für Perchlorat



Carte 5.18 : Concentration en perchlorates par points de mesure

Karte 5.18: Perchloratkonzentration pro Messstelle

5.8.3.3. Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii-2024

La comparaison des concentrations entre les campagnes des projets ERMES 2016 et ERMES-ii 2024 a été effectuée sur 837 points de mesure communs, avec une limite de quantification harmonisée à 0,3 µg/L pour tous les partenaires.

Par rapport à ERMES 2016, la concentration moyenne des perchlorates a légèrement diminué passant de 0,46 µg/L à 0,40 µg/L à l'échelle transfrontalière. De même, une faible baisse de la valeur du percentile 90 est observée, passant de 0,97 µg/L à 0,92 µg/L.

La fréquence de quantification est également en baisse entre les deux campagnes, passant de 33,2 % dans ERMES 2016 à 29,7 % dans ERMES-ii 2024.

Le nombre de points ayant dépassé la valeur seuil transfrontalière diminue, passant de onze à quatre. Il reste donc très faible sur les deux campagnes.

5.8.3.4. Focus par région

Alsace

Le réseau de mesure alsacien pour les perchlorates compte 524 points de mesure répartis en nappe d'Alsace. Les prélèvements ont été réalisés en 2023.

21,6 % des échantillons confectionnés, soit 113 ouvrages, révèlent des concentrations supérieures à la LQ de 0,3 µg/L. Parmi eux, 19 présentent une concentration supérieure à 1 µg/L.

Deux points de mesure présentent une concentration supérieure à la valeur seuil transfrontalière de 4 µg/L et sont localisés au sud-ouest de Strasbourg. Les valeurs s'élèvent à 13,3 et 10,4 µg/L, ce qui constitue les deux points avec les plus fortes valeurs, non seulement en nappe d'Alsace mais aussi à l'échelle transfrontalière de l'aquifère.

La présence des perchlorates est globalement homogène en nappe d'Alsace, bien qu'elle se structure sous forme de panaches distincts, notamment dans les zones suivantes : en bordure sud-ouest de la nappe, en centre plaine de la hauteur du Kaisersthul à Erstein, au sud-ouest de Geispolsheim, au niveau de l'agglomération strasbourgeoise ainsi qu'à l'extrême nord du périmètre alsacien dans le Pliocène de Haguenau.

La localisation des panaches identifiés en nappe d'Alsace coïncide de manière assez fidèle avec la cartographie des zones à risques et des sites émetteurs réalisée dans le cadre d'une étude nationale menée en 2013 sur chaque bassin hydrographique français (Lopez et al., 2014). Cette étude s'était concentrée sur les pressions en perchlorates d'origines industrielles et militaires, sans considérer les activités agricoles, potentiellement à l'origine de contamination.

L'emprise des panaches en nappe d'Alsace montre que la quantification des perchlorates survient à la fois en milieu

5.8.3.3. Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der Vergleich der Konzentrationen zwischen den Kampagnen von ERMES 2016 und ERMES-ii 2024 erfolgte anhand eines Messnetzes von 837 konsistenten Messstellen mit einer für alle Partner vereinheitlichten Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/L.

Im Vergleich zu ERMES 2016 sank die durchschnittliche Perchloratkonzentration grenzüberschreitend leicht von 0,46 µg/L auf 0,40 µg/L. Ebenso war ein geringfügiger Rückgang des 90. Perzentils von 0,97 µg/L auf 0,92 µg/L zu beobachten.

Auch die Bestimmungshäufigkeit ist zwischen ERMES 2016 und ERMES-ii 2024 von 33,2 % auf 29,7 % zurückgegangen.

Die Anzahl der Messstellen, die den grenzüberschreitenden Schwellenwert überschritten, sank in den beiden Projektzeiträumen von elf auf vier Messstellen. Damit war die Anzahl der Überschreitungen des Schwellenwertes in beiden Projekten sehr gering.

5.8.3.4. Fokus nach Partnerregion

Elsass

Im Elsass wurde Perchlorat an 524 Messstellen untersucht, die über den gesamten elsässischen Grundwasserleiter verteilt waren. Die Probenahmen erfolgten 2023.

Bei 21,6 % der Proben (113 Messstellen) lagen die Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/L. Bei 19 Proben überschritt der Wert 1 µg/L.

An zwei Messstellen lag die Konzentration über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 4 µg/L, sie befanden sich südwestlich von Straßburg. Diese beiden Werte (13,3 und 10,4 µg/L) waren nicht nur im elsässischen Grundwasser die höchsten, sondern auch im gesamten grenzüberschreitenden Untersuchungsgebiet.

Insgesamt ist Perchlorat im Grundwasser des Elsass homogen verteilt. Allerdings sind deutliche Belastungszentren zu erkennen, insbesondere am südwestlichen Rand des Grundwasserleiters, in der Mitte des Gebietes zwischen Kaiserstuhl und Erstein, südwestlich von Geispolsheim, im Ballungsraum Straßburg sowie an der Haguenauer Pliozän-Terrasse im äußersten Norden des Elsass.

Die Lage der im elsässischen Grundwasser nachgewiesenen Belastungszentren deckt sich weitgehend mit der Karte der Risikogebiete und Emissionsquellen, die im Rahmen einer 2013 durchgeführten nationalen Studie für alle französischen Wassereinzugsgebiete erstellt wurde (Lopez et al., 2014). Diese Untersuchung konzentrierte sich auf die Perchloratbelastung industriellen und militärischen Ursprungs. Landwirtschaftliche Aktivitäten, die ebenfalls eine mögliche Eintragsquelle darstellen, wurden nicht berücksichtigt.

urbain, industriel et agricole, ce qui est raccord avec la pluralité des origines potentielles et à la diversité des périodes d'émissions identifiées (Lopez et al, 2018).

D'après les travaux de Lopez et al. 2014, les perchlorates de la nappe d'Alsace ont vraisemblablement les origines suivantes :

— militaire (sapes de guerre, tranchée et sites bombardés) ;
— industrie militaire et autres types d'industries (lieux de fabrication et de dépôt d'armement et d'explosifs, industries utilisant ou fabricant des produits chloratés) ;
— agricole (emploi historique probable de fertilisants à base de nitrates chiliens, contenant des perchlorates).

La comparaison réalisée à partir des 482 points communs aux campagnes de 2016 et de 2023 montre qu'en l'espace de 8 ans, la situation a peu évolué : d'une part, la fréquence de quantification est passée de 21,8 à 20,7 %, avec des LQ identique de 0,3 µg/L. D'autre part, le nombre de dépassements de la valeur seuil (4 µg/L) est passé de cinq à deux. Cette absence de tendance franche renvoie au comportement persistant du perchlorate une fois dans les eaux souterraines, sachant que l'évolution des panaches est aussi contrôlée par les stocks de perchlorates encore lixiviables et les effets de dispersion/ dilution plus ou moins influents selon les secteurs.

Bade-Wurtemberg

Dans le Bade-Wurtemberg, les perchlorates ont été retrouvés sur 145 (62,5 %) des 232 points de mesure. Sur 47,4 % des points de mesure, ils sont présents à des concentrations comprises entre 0,3 µg/L et 3,8 µg/L, en tenant compte de la limite de quantification harmonisée de 0,3 µg/L. La valeur seuil transfrontalière de 4 µg/L n'a été dépassée sur aucun point de mesure. Les quantifications se répartissent sur l'ensemble de la zone d'étude, dans les zones urbaines et industrielles, avec des quantifications très rapprochées sous le Kaiserstuhl, sur les surfaces agricoles utiles ainsi qu'à Heidelberg et Mannheim. Des concentrations de 1 µg/L et plus ont été retrouvées sur 36 points de mesure. Celles-ci se répartissent sur des zones marquées par l'urbanisation et l'industrie, principalement à proximité de cliniques, en aval des entrées de stations d'épuration ou de sites de traitement des métaux. Sur cinq de ces points de mesure, des indicateurs de pollution par les eaux usées ont été retrouvés en concentrations élevées. Les concentrations supérieures à 2 µg/L se limitent presque exclusivement à la zone située entre Waghäusel et Heidelberg. Dans cette zone, l'impact résulte principalement des zones urbaines et industrielles, des cliniques, des sites contaminés et des entreprises métallurgiques. Les eaux usées jouent également un rôle. Le lien entre la présence de perchlorates et les concentrations en nitrates est frappant. Ce constat avait déjà été fait lors de la campagne de 2016. Sur 20 points de mesure où la concentration en perchlorates était supérieure à 1 µg/L, la concentration en nitrate dépassaient la valeur d'alerte de 37,5 mg/L. Sur 13

Die Ausbreitung der Grundwasserfahnen im Elsass zeigt, dass Perchlorate sowohl in städtischen, industriellen als auch landwirtschaftlichen Gebieten quantifiziert werden, was mit der Vielzahl potenzieller Ursachen und der Vielfalt der identifizierten Emissionszeiträume übereinstimmt (Lopez et al., 2018).

Lopez et al. (2014) vermuten, dass das Perchlorat im elsässischen Grundwasser vermutlich aus folgenden Quellen stammt:

— Militär (Unterstände, Schützengräben und bombardierte Standorte)
— Militärindustrie und andere Industriezweige (Produktionsstätten und Lager für Waffen und Sprengstoffe, Industrien, die chlorhaltige Produkte verwenden oder herstellen)
— Landwirtschaft (wahrscheinlicher früherer Einsatz von Düngemitteln auf Basis von Natriumnitrat, das Perchlorat enthält).

Der Vergleich der 482 konsistenten Messstellen der Kampagnen 2016 und 2023 zeigt, dass sich die Situation innerhalb von 8 Jahren kaum verändert hat: Bei einer identischen Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/L sank zum einen die Bestimmungshäufigkeit von 21,8 % auf 20,7 %, zum anderen ging die Anzahl der Überschreitungen des Schwellenwerts (4 µg/L) von fünf auf zwei zurück. Diese unveränderte Situation ist auf die Persistenz von Perchlorat im Grundwasser zurückzuführen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Belastungszentren weiter durch die Remobilisierung von gebundenem Perchlorat und die, je nach Gebiet mehr oder weniger, starken Ausbreitungs-/Verdünnungseffekte beeinflusst werden.

Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg wurde Perchlorat an 145 (62,5 %) der 232 untersuchten Messstellen nachgewiesen. An 47,4 % der Messstellen lag Perchlorat, unter der Berücksichtigung der harmonisierten Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/L, in Konzentrationen von 0,3 µg/L bis 3,8 µg/L vor. Der grenzüberschreitende Schwellenwert von 4 µg/L wurde an keiner Messstelle überschritten. Die Positivbefunde verteilten sich über den gesamten Untersuchungsbereich in Siedlungs- und Industriegebieten mit verdichteten Nachweisgebieten unterhalb des Kaiserstuhls in landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie Heidelberg und Mannheim. An 36 Messstellen wurden Konzentrationen von 1 µg/L und höher gemessen. Diese verteilten sich auf Flächen mit Siedlungs- und Industrieeinfluss, vermehrt in der Nähe von Kliniken, unterhalb von Kläranlageneinläufen oder metallverarbeitenden Standorten. An fünf dieser Messstellen konnten Abwasserindikatoren in erhöhten Konzentrationen nachgewiesen werden. Konzentrationen von über 2 µg/L beschränkten sich fast vollständig auf den Bereich zwischen Waghäusel und Heidelberg. In diesem Raum liegen überwiegend Einflüsse aus Siedlungs- und Industriegebieten, durch Kliniken, Altlasten und Metallfirmen sowie

points, la valeur seuil de 50 mg/L pour le nitrate était dépassée. Ces quantifications de perchlorates correspondent également à des concentrations élevées de nitrates provenant des terres agricoles, ce qui s'explique par l'utilisation d'engrais minéraux.

Le nombre de quantifications de perchlorates a légèrement augmenté depuis 2016. Cependant, les concentrations dépassant la limite commune de 0,3 µg/L sur 47,0 % des points de mesure sont en légère baisse depuis 2016 (50,6 %). De même, la concentration maximale mesurée depuis 2016 a considérablement diminué (de 9,1 µg/L à 3,8 µg/L).

Hesse

Dans la partie hessoise de l'aquifère rhénan, 73 points de mesure ont été analysés pour détecter la présence de perchlorates. Ce dernier a été retrouvé sur 34 des points de mesure (46,6 %). Sur trois points de mesure (4,1 %), la valeur seuil transfrontalière a été dépassée. La concentration maximale mesurée était de 5,1 µg/L. Lors du projet ERMES 2016, le perchlorate avait été retrouvé sur environ 48 % des 75 points de mesure des eaux souterraines. La valeur seuil transfrontalière avait été dépassée sur deux des points de mesure analysés (2,7 %). La concentration maximale mesurée s'élevait à 6 µg/L.

Rhénanie-Palatinat

Sur les 92 stations de mesure analysées pour le perchlorate, 58 (63 %) présentent une concentration supérieure à la limite de quantification de 0,05 µg/L, et trois stations dépassent la valeur seuil transfrontalière de 4 µg/L. La concentration la plus élevée, soit 9,98 µg/L, a été mesurée au nord-ouest de Worms.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

Les perchlorates n'ont pas été recherchés dans les souterraines du périmètre suisse du projet.

durch Abwasser vor. Auffällig war der Zusammenhang zwischen Perchlorat-Nachweisen und Nitratkonzentrationen. Dies wurde bereits bei den Untersuchungen 2016 festgestellt. An 20 Perchlorat-Messstellen über 1 µg/L lagen Nitrat-Konzentrationen über dem Warnwert von 37,5 mg/L vor, an 13 Messstellen wurde der Nitrat-Grenzwert von 50 mg/L überschritten. Diese Messstellen mit positiven Perchlorat-Befunden weisen gleichzeitig hohe Nitrat-Konzentrationen auf landwirtschaftlichen Flächen aus und lässt sich auf die Verwendung von Mineraldünger zurückführen.

Die Anzahl der Nachweise von Perchlorat hat seit 2016 leicht zugenommen. Konzentrationen über der gemeinsamen Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/L an 47,0 % der Messstellen zeigen aber einen leichten Rückgang seit den Untersuchungen 2016 (50,6 %). Ebenfalls reduzierte sich die maximal gemessene Konzentration seit 2016 von 9,1 µg/L auf 3,8 µg/L deutlich.

Hessen

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 73 Messstellen auf Perchlorat untersucht. Perchlorat wurde an 34 der untersuchten Messstellen (46,6 %) nachgewiesen. An drei Messstellen (4,1 %) wurde der grenzübergreifende Schwellenwert überschritten. Die maximal gemessene Konzentration lag bei 5,1 µg/L. In ERMES 2016 wurde Perchlorat an rund 48 % der 75 untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen. An zwei der untersuchten Messstellen (2,7 %) wurde der grenzübergreifende Schwellenwert überschritten. Die maximal gemessene Konzentration lag bei 6 µg/L.

Rheinland-Pfalz

An 58 (63 %) der insgesamt 92 auf Perchlorat untersuchten Messstellen liegt die Konzentration über der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/L, an drei Messstellen über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 4 µg/L. Die höchste Konzentration von 9,98 µg/L wurde nordwestlich von Worms gemessen.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

Im Grundwasser des Schweizer Projektgebiets wurde nicht nach Perchloraten gesucht.

5.9.
Autres paramètres organiques

5.9.1.
EDTA

L'EDTA est détecté sur 21 % des points de mesure, avec des concentrations toujours inférieures à la valeur seuil transfrontalière de 200 µg/L. Les teneurs les plus élevées ont principalement été observées au nord de l'aquifère, en contexte urbain et dans les zones d'infiltration des eaux de surface. Globalement, les concentrations et la fréquence de quantification sont en baisse entre ERMES 2016 et ERMES-ii 2024.

5.9.1.1. Généralités

Caractéristiques chimiques

L'acide éthylène diamine tétraacétique (EDTA), est un agent chélateur ou complexant organique. Il s'agit d'une molécule polaire, très hydrophile, et présentant un log K_{ow} proche de -5 (INERIS, 2024b), ce qui indique une forte solubilité. Ses capacités d'adsorption (log K_{oc}) sont très faibles (RIVM, 2009). Ces caractéristiques font de l'EDTA une substance très mobile.

Usages et fonctions

L'EDTA a des applications multiples : il est utilisé comme antitartre dans les lessives, stabilisateur dans les cosmétiques, anticoagulant et chélateur en médecine. Cette substance est également utilisée dans l'industrie du papier, du textile, l'agroalimentaire et l'agronomie (pénétration d'éléments nutritifs dans les plantes).

L'EDTA est un composé synthétique, qui n'existe pas naturellement dans l'environnement Sa présence relève donc uniquement des activités humaines.

Voies de contamination environnementales

La contamination des eaux de surface par l'EDTA provient principalement des stations d'épuration et des effluents industriels. Difficilement biodégradable, sa forte solubilité dans l'eau et sa faible capacité d'adsorption rendent difficile l'élimination de cette substance en STEU. Les dépôts secs ou humides liés aux émissions atmosphériques constituent une autre source de contamination par ce polluant.

Persistant et mobile, sa concentration peut augmenter rapidement dans les eaux superficielles et contaminer les eaux souterraines par transfert.

Historiquement, l'EDTA était un contaminant fréquemment détecté à de fortes concentrations dans le Rhin et certains de ces affluents du Fossé rhénan.

En Allemagne, des initiatives conjointes du ministère de l'Environnement, des producteurs d'eau et de l'industrie

5.9.
Weitere organische Parameter

5.9.1.
EDTA

EDTA wurde an 21 % der Messstellen nachgewiesen, wobei die Konzentrationen stets unter dem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 200 µg/L lagen. Die höchsten Befunde wurden vor allem im Norden des Grundwasserleiters, in Siedlungsgebieten und in Bereichen mit infiltrierendem Oberflächenwasser beobachtet. Insgesamt sind die Konzentrationen und die Bestimmungshäufigkeit zwischen ERMES 2016 und ERMES-ii 2024 rückläufig.

5.9.1.1. Einleitung

Chemische Eigenschaften

Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) ist ein organischer Chelatbildner bzw. Komplexbildner. Es handelt sich um ein polares, sehr hydrophiles Molekül mit einem log-K_{ow}-Wert nahe -5 (INERIS, 2024b), was auf eine hohe Löslichkeit hinweist. Seine Adsorptionsfähigkeit (log K_{oc}) ist sehr gering (RIVM, 2009). Aufgrund dieser Eigenschaften ist EDTA eine sehr mobile Substanz.

Verwendung und Funktionen

EDTA hat vielfältige Anwendungsbereiche: Es wird als Kalkschutzmittel in Waschmitteln, als Stabilisator in Kosmetika und als Antikoagulans und Chelatbildner in der Medizin verwendet. Auch in der Papier-, Textil-, Lebensmittel- und Agrarindustrie (Nährstoffaufnahme in Pflanzen) kommt es zum Einsatz.

EDTA ist eine synthetische Verbindung und kommt in der Umwelt nicht natürlich vor. Sein Vorkommen ist daher ausschließlich auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen.

Eintragswege in die Umwelt

In Oberflächengewässer wird EDTA hauptsächlich aus Einleitungen von Kläranlagen und Industrieabwässern eingetragen. Die Substanz ist schwer biologisch abbaubar und ihre hohe Wasserlöslichkeit und geringe Adsorptionsfähigkeit erschweren ihre Entfernung in Kläranlagen. Weitere Eintragswege sind trockene oder feuchte atmosphärische Depositionen.

Da EDTA persistent und mobil ist, kann es zum Anstieg der Konzentration in Oberflächengewässern und durch Infiltration von EDTA in das Grundwasser kommen.

In der Vergangenheit wurde EDTA häufig in hohen Konzentrationen im Rhein und einigen seiner Nebenflüsse am Oberrhein nachgewiesen.

In Deutschland zielten gemeinsame Initiativen des Umweltministeriums, der Wasserversorger und der chemischen In-

chimique ont visé à réduire la contamination des cours d'eau par l'EDTA. Entre le début des années 1990 et 2003, la charge en EDTA a diminué de près d'un tiers dans le Rhin (Karlsruhe) et de deux tiers dans le Neckar (Mannheim). En 2008, puis 2013, de nouveaux objectifs de qualité de l'eau ont été fixés : 5 µg/L puis 1 µg/L pour chaque agent complexant dans le cadre du Mémorandum sur le Danube, le Rhin et la Meuse. Les concentrations initialement très élevées dans certaines rivières (jusqu'à 250 µg/L dans l'Aitrach au Bade-Wurtemberg) ont fortement diminué, avec des valeurs moyennes en 2012-2013 de 2 µg/L pour le Rhin, 6 µg/L pour le Neckar, 10 µg/L pour le Kraichbach et 22 µg/L pour le Leimbach (LUBW, 2014a).

Aujourd'hui, d'après les données publiques disponibles sur le site internet de la CIPR, la concentration moyenne sur l'année 2023 à la station de mesure de Karlsruhe sur le Rhin était de 1,44 µg/L

Impacts sanitaires et environnementaux

En raison de sa faible biodégradabilité dans les eaux de surface et dans les STEU, l'EDTA est très persistant dans les milieux aquatiques. Toutefois, il présente un BCF de 2,9 indiquant une faible capacité d'accumulation dans les organismes aquatiques et donc une toxicité directe faible (INERIS, 2024b). C'est la capacité de l'EDTA à former des complexes stables avec des métaux lourds qui est problématique car elle peut favoriser la mobilisation puis la dispersion de métaux toxiques dans les milieux aquatiques (Fytianos, 2009).

Certaines études montrent que l'EDTA ne serait pas toxique chez les personnes en bonne santé mais il pourrait aggraver l'inflammation intestinale, augmentant les risques de cancer (Evstatiev, 2021).

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

En Europe, l'EDTA n'est pas classé comme une substance préoccupante selon le règlement européen REACH de l'ECHA, ni comme une substance prioritaire à surveiller selon la DCE et ses directives filles.

En France, une concentration de 600 µg/L a été définie comme valeur seuil nationale par l'arrêté d'octobre 2023 relatif aux modalités de surveillance de l'état des eaux souterraines.

En Allemagne, une valeur guide (Leitwert) de 700 µg/L a été fixée pour les eaux destinées à la consommation.

En Suisse, l'ordonnance du DFI relative à l'eau potable fixe une concentration maximale de 200 µg/L en EDTA dans les eaux destinées à la consommation humaine.

Lecture et base d'évaluation des résultats

L'analyse de l'EDTA est réalisée à partir d'une limite de quantification harmonisée de 1 µg/L. Elle prend en compte la valeur seuil suisse pour l'eau potable de 200 µg/L qui constitue la valeur seuil transfrontalière.

dustrie darauf ab, die Belastung der Flüsse durch EDTA zu reduzieren. Zwischen Anfang der 1990er Jahre und 2003 sank die EDTA-Belastung im Rhein (Karlsruhe) um fast ein Drittel und im Neckar (Mannheim) um fast zwei Drittel. 2008 und erneut 2013 wurden im Rahmen des Memorandums über Donau, Rhein und Maas neue Ziele für die Wasserqualität festgelegt, nämlich zunächst 5 µg/L, dann 1 µg/L für jeden Komplexbildner. Die ursprünglich sehr hohen Konzentrationen in bestimmten Flüssen (bis zu 250 µg/L in der Aitrach in Baden-Württemberg) gingen bis 2012/2013 stark zurück, mit Durchschnittswerten von 2 µg/L für den Rhein, 6 µg/L für den Neckar, 10 µg/L für den Kraichbach und 22 µg/L für den Leimbach (LUBW, 2014a).

2023 lag die Durchschnittskonzentration an der Rhein-Messstelle Karlsruhe laut den auf der Website der IKSR öffentlich zugänglichen Daten bei 1,44 µg/L.

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Aufgrund seiner geringen biologischen Abbaubarkeit in Oberflächengewässern und in Kläranlagen ist EDTA in Gewässern sehr persistent. Es weist jedoch einen BCF-Wert von 2,9 auf, was auf eine geringe Akkumulationsfähigkeit in Wasserorganismen und damit auf eine geringe direkte Toxizität hinweist (INERIS, 2024b). Problematisch ist die Fähigkeit von EDTA, stabile Komplexe mit Schwermetallen zu bilden, da dies die Mobilisierung und anschließende Ausbreitung toxischer Metalle in Gewässern begünstigen kann (Fytianos, 2009).

Einige Studien zeigen, dass EDTA für gesunde Menschen offenbar nicht toxisch ist, aber Darmentzündungen verschlimmern und das Krebsrisiko erhöhen könnte (Evstatiev, 2021).

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

In Europa ist EDTA gemäß der europäischen REACH-Verordnung der ECHA weder als bedenklicher Stoff noch gemäß WRRL und deren Tochterrichtlinien als prioritär zu überwachende Substanz eingestuft.

In Frankreich wurde in der Verordnung vom Oktober 2023 über die Modalitäten der Überwachung des Grundwasserzustands ein nationaler Schwellenwert von 600 µg/L festgelegt.

In Deutschland gilt für Trinkwasser ein Leitwert von 700 µg/L.

In der Schweiz legt die Trinkwasserverordnung des EDI eine Höchstkonzentration von 200 µg/L EDTA im Wasser für den menschlichen Gebrauch fest.

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Die Untersuchung von EDTA erfolgte auf der Grundlage einer vereinheitlichten Bestimmungsgrenze von 1 µg/L. Als grenzüberschreitender Schwellenwert wurde der Schweizer Trinkwassergrenzwert von 200 µg/L zugrunde gelegt.

5.9.2.2. État des lieux transfrontalier

Situation générale

L'EDTA a été analysé sur 759 points de mesure à l'échelle transfrontalière. En Alsace, les eaux souterraines n'ont pas été analysées pour détecter la présence d'EDTA.

En considérant la LQ harmonisée (> 1 µg/L), l'EDTA a été quantifié sur 159 ouvrages, soit 20,9 % du réseau de mesure (**Figure 5.43**).

Par région, les taux de quantification de l'EDTA s'élèvent à :
- 34,7 % en Rhénanie-Palatinat ;
- 30,8 % en Hesse ;
- 15,8 % en Bade-Wurtemberg ;
- 0 % dans les cantons suisses.

Aucun dépassement de la valeur seuil transfrontalière (200 µg/L) n'est enregistré. La concentration maximale relevée est de 81 µg/L sur un point au nord de Mannheim.

Les deux tiers des points de mesure où la présence d'EDTA a été détectée renferment des concentrations comprises entre 1 et 10 µg/L.

La présence de la substance, en termes de concentration et d'occurrence, est plus marquée dans la moitié nord de la zone d'étude, notamment dans la partie nord du Bade-Wurtemberg (à partir de Karlsruhe) et au nord de Mannheim en Hesse et Rhénanie-Palatinat. L'EDTA est régulièrement retrouvé à proximité des grandes agglomérations ou dans les zones d'échange nappe/rivière (**Carte 5.19**).

5.9.2.2. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Allgemeine Lage

EDTA wurde an 759 grenzüberschreitenden Messstellen untersucht. Im Elsass wurde das Grundwasser nicht auf EDTA untersucht.

Unter Berücksichtigung der vereinheitlichten Bestimmungsgrenze wurde EDTA an 159 Messstellen quantifiziert, was 20,9 % des Messnetzes entspricht (**Abbildung 5.43**).

Bestimmungshäufigkeit von EDTA in den einzelnen Regionen:
- 34,7 % in Rheinland-Pfalz
- 30,8 % in Hessen
- 15,8 % in Baden-Württemberg
- 0 % in den Schweizer Kantonen.

Es wurde keine Überschreitung des berücksichtigten grenzüberschreitenden Schwellenwertes (200 µg/L) festgestellt. Die maximale Konzentration betrug 81 µg/L an einer Messstelle in Hessen nördlich von Mannheim.

Zwei Drittel der Messstellen mit positiven EDTA-Befunden wiesen Konzentrationen zwischen 1 und 10 µg/L.

Die Konzentrationen und die Nachweishäufigkeit von EDTA waren in der nördlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes höher, insbesondere im nördlichen Teil Baden-Württembergs (ab Karlsruhe) und nördlich von Mannheim in Hessen und Rheinland-Pfalz. EDTA war häufig in der Nähe von Ballungsräumen oder in Gebieten mit Fluss-Grundwasser-Austausch nachweisbar (**Karte 5.19**).

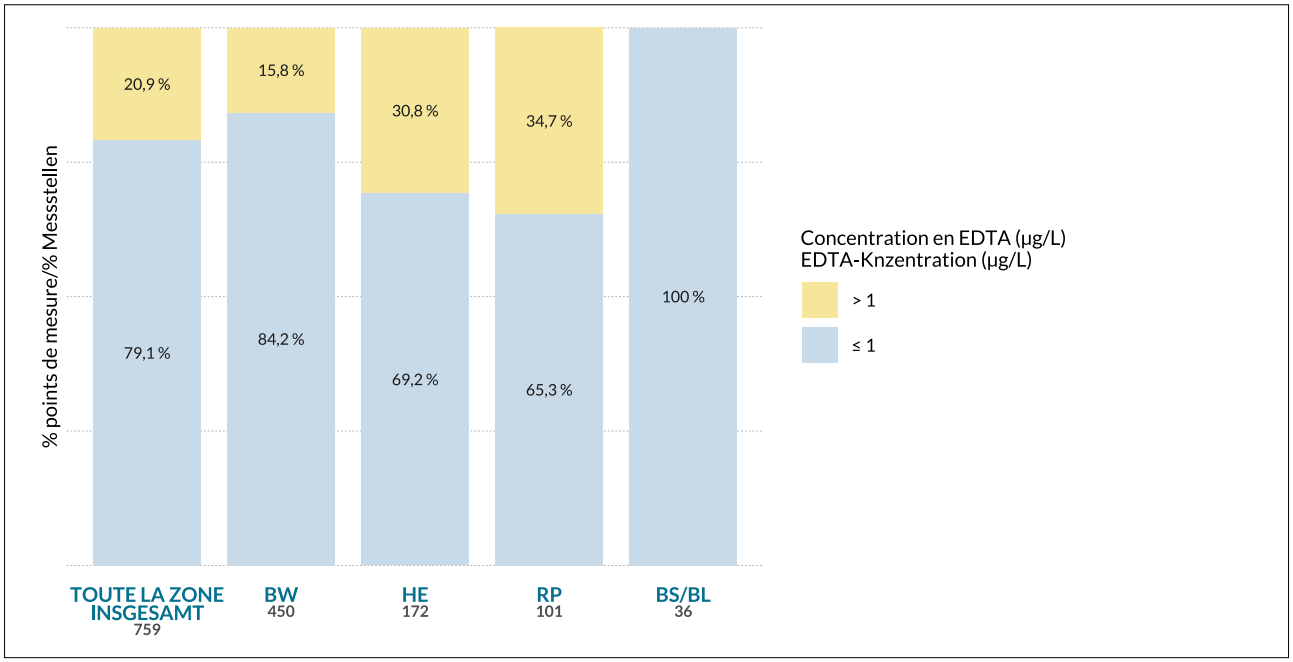


Figure 5.43 : Répartition des classes de concentration et fréquence de dépassement des valeurs seuils par région pour l'EDTA

Abbildung 5.43: Verteilung der Konzentrationsklassen und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts nach Region für EDTA nach Region für EDTA

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Acide éthylène diamine tétraacétique (EDTA)

759 points de mesure

Valeur seuil transfrontalière : Limite de qualité pour l'eau potable de 200 µg/L (TrinkwV CH)

Limite de quantification harmonisée (LQ) : 1 µg/L

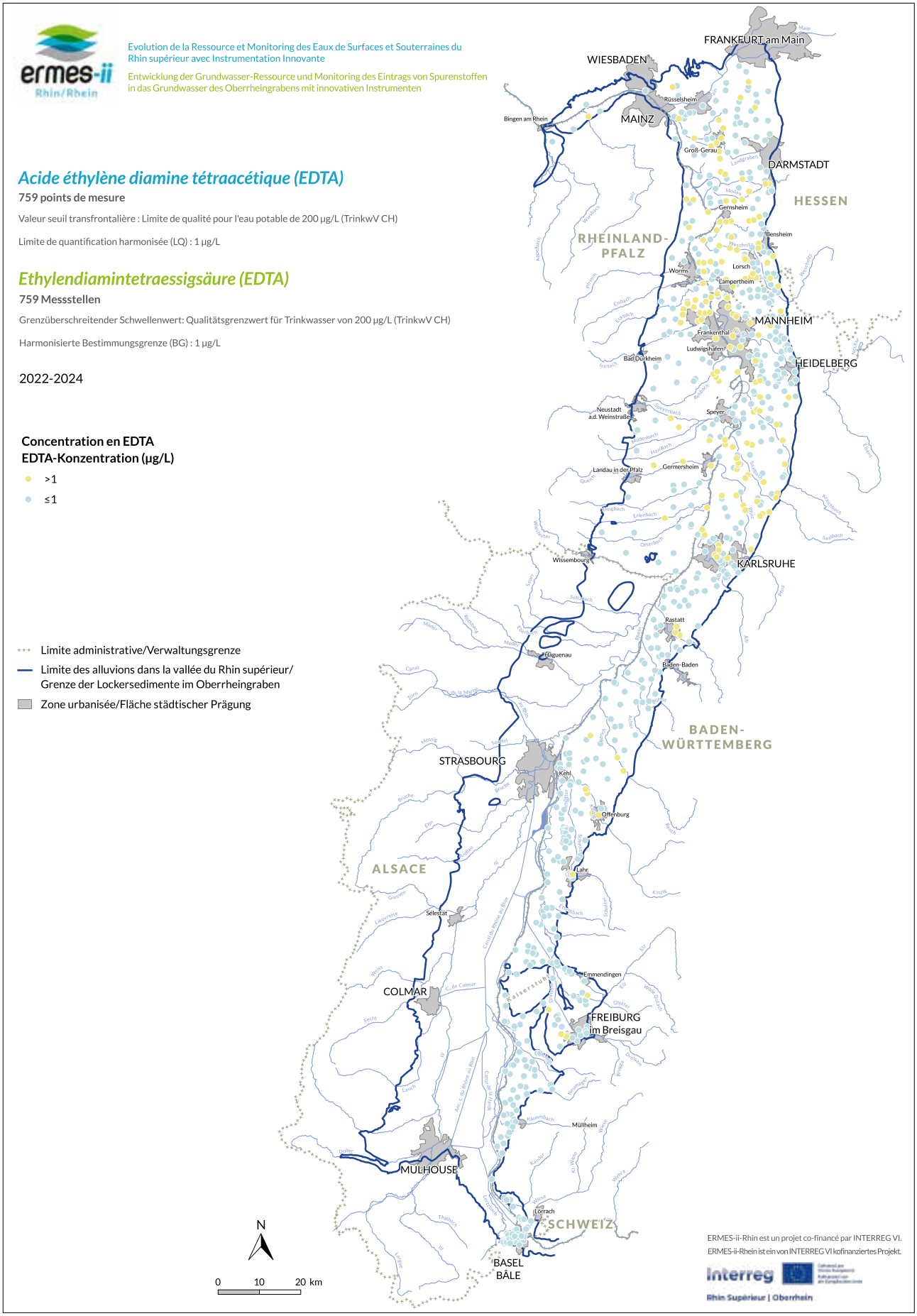
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)

759 Messstellen

Grenzüberschreitender Schwellenwert: Qualitätsgrenzwert für Trinkwasser von 200 µg/L (TrinkwV CH)

Harmonisierte Bestimmungsgrenze (BG) : 1 µg/L

2022-2024



ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.
interreg
Rhin Supérieur | Oberrhein

Carte 5.19 : Concentration en EDTA par point de mesure

Karte 5.19: EDTA-Konzentration pro Messpunkt

5.9.2.3. Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

La comparaison des concentrations entre 2016 et 2024 a été effectuée sur une liste de 365 points communs avec une limite de quantification harmonisée à 1 µg/L.

Par rapport à 2016, la concentration moyenne de l'EDTA a diminué passant de 1,74 µg/L à 1,41 µg/L à l'échelle transfrontalière. Cette baisse est liée à la diminution des concentrations des valeurs extrêmes. En effet, la valeur du percentile 90 (la valeur de concentration où 90 % des relevés lui sont inférieurs) a diminué aussi passant de 4,26 µg/L à 2,96 µg/L en 2024.

Une baisse de la fréquence de quantification est aussi observée entre les deux campagnes, passant de 30,1 % à 24,4 % en 2024.

5.9.1.4. Focus par partenaire

Alsace

L'EDTA n'a pas été recherché en nappe d'Alsace.

Bade-Wurtemberg

L'EDTA a été relevé sur 129 (28,7 %) des 450 points de mesure, à des concentrations comprises entre 0,5 µg/L et 8,8 µg/L. La valeur seuil commune de 200 µg/L n'a pas été dépassée. Les sites où il est présent s'étendent sur toute la zone du projet, avec des quantifications plus fréquentes entre Karlsruhe et Mannheim. Les quantifications se trouvent principalement dans des zones urbaines et industrielles, dans des zones contaminées et en aval des stations d'épuration. L'EDTA a également été retrouvé de manière sporadique sur des points de mesure situés dans des zones agricoles. Six points de mesure présentant des concentrations d'EDTA supérieures à 5 µg/L et une concentration maximale de 8,8 µg/L se trouvent entre Oberkirch, Rastatt, Bruchsal, Sankt Leon-Rot et Mannheim. Les causes de cette pollution sont probablement les rejets d'eaux usées non traitées et les zones industrielles. Le bassin versant du point de mesure présentant la concentration maximale d'EDTA abrite la station d'épuration d'une zone industrielle. Depuis les analyses de 2016, le nombre de quantifications a nettement diminué, passant de 39 % à 28,7 %, et la concentration maximale mesurée a chuté de 18 µg/L à 8,8 µg/L

Hesse

Dans la partie hessoise de l'aquifère rhénan, 172 points de mesure ont été analysés pour détecter la présence d'EDTA. L'EDTA a été relevé sur 55 des points de mesure (32 %). La concentration maximale était de 81 µg/L. Comme en 2016, la valeur seuil transfrontalière n'a été dépassée sur aucun point. Lors de la campagne ERMES-Rhin 2016, l'EDTA a été détecté sur 36,3 % des 157 points de mesure ; la concentration maximale mesurée étant de 83 µg/L.

5.9.2.3. Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der Vergleich zwischen 2016 und 2024 erfolgte anhand einer Liste von 365 konsistenten Messstellen bei einer vereinheitlichten Bestimmungsgrenze von 1 µg/L.

Zwischen 2016 und 2024 sank die durchschnittliche EDTA-Konzentration grenzüberschreitend von 1,74 µg/L auf 1,41 µg/L. Dieser Rückgang hängt mit der Abnahme der Extremwerte zusammen. Tatsächlich fiel auch der 90. Perzentil (der von 90 % der Ergebnisse unterschrittene Konzentrationswert) von 4,26 µg/L auf 2,96 µg/L (2024).

Zwischen den beiden Messkampagnen ging zudem auch die Bestimmungshäufigkeit von 30,1 % im Jahr 2016 auf 24,4 % im Jahr 2024 zurück.

5.9.1.4. Fokus nach Partnerregion

Elsass

EDTA wurde im elsässischen Grundwasser nicht untersucht.

Baden-Württemberg

EDTA konnte an 129 (28,7 %) der 450 untersuchten Messstellen in Konzentrationen von 0,5 µg/L bis 8,8 µg/L nachgewiesen werden. Der gemeinsame Schwellenwert von 200 µg/L wurde nicht überschritten. Die Fundorte erstreckten sich über den gesamten Projektbereich mit einer erhöhten Nachweisdichte zwischen Karlsruhe und Mannheim. Messstellen mit Positivbefunden liegen überwiegend in Siedlungs- und Industriegebieten, in Bereichen mit Altlasten sowie flussabwärts von Kläranlagen. Vereinzelt wurde EDTA auch an Messstellen in landwirtschaftlichen Flächen nachgewiesen. 6 Messstellen mit EDTA-Konzentrationen über 5 µg/L und einer maximalen Konzentration von 8,8 µg/L, befanden sich weit verteilt bei Oberkirch, Rastatt, Bruchsal, Sankt Leon-Rot und Mannheim. Belastungsursachen dafür sind wahrscheinlich Einträge von ungeklärtem Abwasser sowie industrielle Gewerbegebiete. Im Einzugsgebiet der Messstelle mit der maximalen EDTA-Konzentration befindet sich die Abwasseranlage eines Industriegebiets. Seit den Untersuchungen 2016 ist die Nachweisanzahl von 39 % auf 28,7 % und die maximal gemessene Konzentration von 18 µg/L auf 8,8 µg/L deutlich zurückgegangen.

Hessen

Im Grundwasser des hessischen Oberrheingrabens wurden 172 Messstellen auf EDTA untersucht. EDTA wurde an 55 der untersuchten Messstellen (32 %) nachgewiesen. Die maximal gemessene Konzentration lag bei 81 µg/L. Der grenzüberschreitende Schwellenwert wurde, wie auch in ERMES 2016, an keiner Messstelle überschritten. In ERMES 2016 wurde EDTA an 36,3 % der 157 untersuchten Messstellen nachgewiesen, wobei die maximal gemessene Konzentration bei 83 µg/L lag.

Rhénanie-Palatinat

L'EDTA a été analysé sur 102 points de mesure situés dans la zone d'étude de Rhénanie-Palatinat. La limite de quantification (LQ) spécifique au Land, fixée à 0,4 µg/L, a été dépassée pour 67 points de mesure et la LQ harmonisée au niveau transfrontalier, fixée à 1 µg/L, a été dépassée pour 37 points de mesure. Au nord de Ludwigshafen, on observe une concentration des points de mesure dépassant la LQ. La zone est caractérisée par une exploitation industrielle intensive et l'influence des nappes d'accompagnement.

Bâle-Campagne

L'EDTA a été retrouvé sur 35 % des 17 points de mesure du canton de Bâle-Campagne. Les concentrations varient entre 0,52 et 0,81 µg/L. Elles sont donc légèrement inférieures à la valeur médiane des concentrations d'EDTA dans les eaux souterraines du canton (0,8 µg/L). La valeur d'orientation de 5 µg/L extraite des directives sur la protection des eaux est nettement plus basse.

Bâle-Ville

L'EDTA n'a été retrouvé que sur deux points de mesure (10 %). Pour les deux échantillons, la concentration s'élève à 0,54 µg/L.

Rheinland-Pfalz

EDTA wurde an 102 Messstellen im rheinland-pfälzischen Untersuchungsgebiet untersucht. An 67 Messstellen wurde die landesspezifische Bestimmungsgrenze (BG) von 0,4 µg/L überschritten und an 37 Messstellen die grenzüberschreitend harmonisierte BG von 1 µg/l. Eine Häufung der Messstellen mit Befunden oberhalb der BG findet sich nördlich von Ludwigshafen. Das Gebiet ist durch intensive industrielle Nutzung und Uferfiltrateinfluss geprägt.

Basel-Landschaft

EDTA wurde an 35 % der 17 Messstellen im Kanton Basel-Landschaft nachgewiesen. Die Konzentrationen bewegen sich von 0,52 bis 0,81 µg/L. Im Vergleich zum Medianwert der Konzentrationen von EDTA im Grundwasser des Kantons mit 0,8 µg/L liegen sie somit etwas tiefer. Der Richtwert von 5 µg/L aus der Wegleitung Grundwasserschutz ist deutlich unterschritten.

Basel-Stadt

EDTA konnte nur in zwei Messtellen (10 %) nachgewiesen werden. In beiden Proben wurden 0,54 µg/L gemessen.

5.9.2.
Benzotriazole

Le benzotriazole est quantifié sur 9 % des points de mesure, généralement à de faibles concentrations et souvent à proximité de zones urbaines. La valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L a été dépassée ponctuellement sur 1,5 % des échantillons.

5.9.2.1. Généralités

Caractéristiques chimiques

Le benzotriazole (ou 1H-benzotriazole), est un composé organique anti-corrosif appartenant à famille des triazoles et dont il existe de nombreux dérivés (notamment les isomères 5-méthyl-1H-benzotriazole et 4-méthyl-1H-benzotriazole)

Les propriétés chimiques du benzotriazole (log K_{ow} 1,3, log K_{oc} 1,9 et solubilité de 28 g/L) en font une substance très polaire soluble et faiblement adsorbable, ce qui favorise sa mobilité dans l'eau (Lopez et al, 2018)

De surcroît, ce composé est peu sensible aux mécanismes de dégradation, le rendant très persistant (INERIS, 2024).

Usages et fonctions

Le benzotriazole et ses dérivés, produits de manière importante par l'industrie, ont deux fonctions principales : absorbeur d'UV et inhibiteur de corrosion (INERIS, 2024).

Parmi les secteurs d'activités où le benzotriazole est utilisé figurent l'industrie du plastique (emballages, jouets, équipements électroniques…), des revêtements (appliqué en BTP et à l'automobile), et de la mécanique (automobile et aviation). Dans ce dernier cas, le benzotriazole est largement utilisé en tant que liquide de frein et de refroidissement automobile, mais aussi comme adjuvant des dégivrants d'avion, avec des tonnages pouvant être importants (Lopez et al, 2018).

Le benzotriazole est également présent dans de nombreux produits de la vie courante, comme les détergents, notamment employés dans les lave-vaisselle.

Voies de contamination environnementales

Les émissions de benzotriazole dans l'environnement sont diffuses et résultent de l'usage direct des produits qui en contiennent.

La contamination des eaux de surface et des eaux souterraines provient principalement des stations d'épuration industrielles et communales, dont les techniques de traitement ne sont pas suffisamment efficaces pour éliminer totalement le benzotriazole (INERIS, 2024). D'après une étude menée en Suisse, la charge journalière moyenne de benzotriazole dans les eaux usées est estimée à 2 000 µg/personne/jour (Wunderlin, Gulde & Bosshard, 2024).

En 2014, une étude menée par le LUBW (LUBW, 2014a) indiquait que les taux d'élimination en STEU non équipées

5.9.2.
Benzotriazol

Benzotriazol wurde an 9 % der Messstellen nachgewiesen, in der Regel in geringen Konzentrationen und häufig in der Nähe von städtischen Gebieten. Der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,1 µg/L wurde punktuell an 1,5 % der Messstellen überschritten.

5.9.2.1. Einleitung

Chemische Eigenschaften

Benzotriazol (oder 1H-Benzotriazol) ist eine korrosionshemmende organische Verbindung aus der Familie der Triazole, von der es zahlreiche Derivate gibt (z. B. die Isomere 5-Methyl-1H-Benzotriazol und 4-Methyl-1H-Benzotriazol).

Aufgrund seiner chemischen Eigenschaften (Log K_{ow} von 1,3, Log K_{oc} von 1,9, Löslichkeit von 28 g/L) ist Benzotriazol stark polar, gut löslich und schwach adsorbierbar, was seine Mobilität im Wasser begünstigt (Lopez et al., 2018).

Darüber hinaus ist diese Verbindung gegenüber Abbauprozessen resistent und daher sehr persistent (INERIS, 2024).

Verwendung und Funktionen

Benzotriazol und seine Derivate werden in großem Umfang industriell hergestellt und haben zwei Hauptanwendungen als Korrosionsinhibitor und UV-Absorber (INERIS, 2024).

Zur Anwendung kommt Benzotriazol u.a. in der Kunststoffindustrie (Verpackungen, Spielzeug, elektronische Geräte usw.), der Herstellung von Beschichtungen (Bauwesen und Automobilindustrie) und im Maschinenbau. Vor allem in der Automobil- und Luftfahrtindustrie wird die Substanz häufig als Brems- und Kühlflüssigkeit in Kraftfahrzeugen, aber auch als Zusatzstoff in Enteisungsmitteln für Flugzeuge verwendet. Dabei können erhebliche Mengen verwendet werden (Lopez et al., 2018).

Benzotriazol ist auch in vielen Alltagsprodukten wie Reinigungs- und Geschirrspülmitteln enthalten.

Eintragswege in die Umwelt

Benzotriazol-Einträge in die Umwelt sind diffus und resultieren aus der Verwendung von Produkten, die diesen Stoff enthalten.

In Oberflächengewässer und das Grundwasser gelangt die Substanz hauptsächlich aus industriellen und kommunalen Kläranlagen, deren Abwasserbehandlung nicht effizient genug für die vollständige Entfernung von Benzotriazol sind (INERIS, 2024). Laut einer in der Schweiz durchgeführten Studie wird die durchschnittliche tägliche Benzotriazolbelastung im Abwasser auf 2.000 µg/Person/Tag geschätzt (Wunderlin, Gulde & Bosshard, 2024). 2014 ergab eine Studie der LUBW (LUBW, 2014a), dass die Abbauraten in Kläranlagen ohne vierte Reinigungsstufe (wie Ozonung oder Membranfiltration) für Benzotriazol bei etwa 40 %, für

d'une quatrième étape de traitement (tel que l'ozonation ou la filtration par membrane) étaient de l'ordre de 40 % pour le Benzotriazole, de 50 % pour le 5-méthyl-1H-benzotriazole et de 10 % pour le 4-méthyl-1H-benzotriazole. De ce fait ce composé est fréquemment retrouvé dans les eaux de surface. Par exemple, la consultation des données d'analyses issues des stations de mesure de la CIPR situées sur le Rhin à Weil am Rhein et à Karlsruhe, montre que la concentration moyenne annuelle en 2023 était de l'ordre de 0,15 µg/L.

Sur la base des résultats ERMES-Rhin 2016, les travaux de Lopez et al, 2018 classaient le benzotriazole et ses dérivés comme préoccupants en raison de leur persistance, leurs niveaux d'occurrence et de concentrations en nappe d'Alsace et dans les aquifères du Sundgau.

Impacts sanitaires et environnementaux

L'impact toxicologique du benzotriazole est relativement méconnu. Pour la toxicité aiguë, l'ECHA le classe parmi les substances nocives en cas d'inhalation, d'ingestion et de contact avec la peau.

Dans le cadre du plan d'action continu communautaire (CoRAP Community Rolling Action Plan), le benzotriazole a fait l'objet d'une évaluation par l'Allemagne en 2016 afin de s'intéresser à son potentiel de perturbateur endocrinien étant donné que la population y est particulièrement exposée. Suite à ces premiers résultats, le potentiel de perturbateur endocrinien est en cours d'examen et fait l'objet de nouvelles études complémentaires depuis 2021 (INERIS, 2024).

Sur le plan écotoxicologue, la classification des substances chimiques en termes de danger pour le milieu aquatique est encadrée par un référentiel réglementaire européen harmonisé. Ce référentiel permet de définir des catégories de danger, illustrées par des pictogrammes sur l'étiquetage des contenants de produits chimiques. Pour le benzotriazole, les États membres ont fourni en 2023 à l'ECHA des avis de classification basés sur des évaluations scientifiques nationales. En France et en Allemagne en l'occurrence, l'ANSES et l'UBA ont proposé de classer le benzotriazole comme « H411 - toxique pour les organismes aquatiques, effets à long terme » (UBA) et comme « H412 - Nocif pour les organismes aquatiques, effets à long terme » (ANSES). La catégorie H411 défini un niveau de danger plus élevé que H412. La décision finale sera prise par l'ECHA sur la base des avis de tous les États membres.

Cadre réglementaire pour l'eau potable et les eaux souterraines

Europe

La Directive 2020/2184 relative à l'eau potable ne mentionne pas le benzotriazole, ni parmi les paramètres dont la surveillance est obligatoire pour les États membres, ni parmi ceux dont la surveillance est facultative.

Concernant les eaux souterraines, le benzotriazole est intégré au programme de surveillance de l'état chimique éma-

5-Methyl-1H-Benzotriazol bei 50 % und für 4-Methyl-1H-Benzotriazol bei 10 % lagen. Diese Verbindung kommt also häufig in Oberflächengewässern vor. Beispielsweise wiesen die Ergebnisse der IKSR-Messstationen am Rhein in Weil am Rhein und Karlsruhe 2023 eine durchschnittliche Jahreskonzentration von etwa 0,15 µg/L auf.

Auf der Grundlage der Ergebnisse von ERMES-Rhein 2016 stuften Lopez et al. 2018 Benzotriazol und seine Derivate aufgrund ihrer Persistenz, ihres Vorkommens und ihrer Konzentrationen im Grundwasser des Elsass sowie in den Grundwasserleitern des Sundgaus als bedenklich ein.

Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt

Die toxikologischen Auswirkungen von Benzotriazol sind relativ unbekannt. Hinsichtlich der akuten Toxizität stuft die ECHA den Stoff beim Einatmen, bei der Aufnahme oder beim Hautkontakt als gesundheitsschädlich ein.

Im Rahmen des fortlaufenden Aktionsplans CoRAP (Community Rolling Action Plan) wurde Benzotriazol 2016 von Deutschland auf seine potenzielle Wirkung als endokriner Disruptor untersucht. Aufgrund dieser ersten Ergebnisse wird die potenzielle endokrine Wirkung derzeit geprüft und ist seit 2021 Gegenstand weiterer ergänzender Studien (INERIS, 2024).

Die ökotoxikologische Einstufung von Chemikalien hinsichtlich ihrer Gefährlichkeit für die aquatische Umwelt unterliegt einem einheitlichen europäischen Regelwerk. Dieses gibt Gefahrenkategorien vor, die durch Piktogramme auf den Etiketten von Chemikalienbehältern dargestellt werden. Für Benzotriazol haben die Mitgliedstaaten der ECHA 2023 Einstufungsgutachten auf der Grundlage nationaler wissenschaftlicher Bewertungen vorgelegt. Das UBA in Deutschland und die ANSES in Frankreich haben empfohlen, Benzotriazol als „H411 – giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung" (UBA) und als „H412 – schädlich für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung" (ANSES) einzustufen. Die Kategorie H411 definiert eine höhere Gefährdungsstufe als H412. Die endgültige Entscheidung wird von der ECHA auf der Grundlage der Stellungnahmen aller Mitgliedstaaten getroffen.

Rechtsrahmen für Trinkwasser und Grundwasser

Europa

Die Trinkwasserrichtlinie 2020/2184 erwähnt Benzotriazol weder bei den Parametern, deren Überwachung durch die Mitgliedstaaten obligatorisch ist, noch bei denen, deren Überwachung fakultativ ist.

In Bezug auf das Grundwasser wurde Benzotriazol in das Programm zur Überwachung des chemischen Zustands gemäß der europäischen Richtlinie 2006/118/EG aufgenommen, die in französisches und deutsches Recht umgesetzt wurde.

Es wurde jedoch kein Schwellenwert festgelegt. Benzotriazol hat den Status eines „zu überwachenden Stoffes".

nant de la Directive européenne 2006/118/CE, elle-même transposée en droit français et allemand.

Aucune valeur seuil n'est cependant établie. Le benzotriazole a un statut de « substance à surveiller ».

Il n'existe pas à ce jour de NQE associée au benzotriazole au niveau communautaire, dans le cadre de la Directive européenne 2008/105/CE et plus largement de la DCE.

Certains des nombreux dérivés du benzotriazole répondent aux critères de l'Annexe XIII du règlement REACH de l'ECHA pour l'identification de substances persistantes, bioaccumulables et toxiques. Ils sont inclus à la liste des substances extrêmement préoccupantes (liste SHVC). Leur usage et mise sur leur marché sont soumis à autorisation dans le cadre du règlement REACH depuis 2023.

France, Allemagne et Suisse

À l'échelon des pays partenaires d'ERMES-ii-Rhin, l'Allemagne s'appuie sur une valeur guide à orientation sanitaire (GOW) fixée à 3 µg/L (UBA, 2011d) pour la somme des benzotriales, qu'intègre le benzotriazole lui-même.

En Suisse, l'OEaux fixe une valeur limite de 0,1 µg/L pour les eaux souterraines, correspondant à un objectif de qualité pour la ressource en eau, mais il ne s'agit pas d'une valeur limite pour l'eau potable.

En France, le benzotriazole ne fait pas l'objet d'une surveillance pour le contrôle sanitaire des EDCH.

Lecture et base d'évaluation des résultats

L'analyse du benzotriazole est réalisée à partir de la limite de quantification propre à chaque partenaire. Elle prend en compte la valeur limite suisse de 0,1 µg/L pour les eaux souterraines. Le seuil d'alerte à 80 % est donc fixé à 0,08 µg/L.

5.9.2.2. État des lieux transfrontalier

Situation générale

Le benzotriazole a été analysé sur 1095 points de mesure à l'échelle transfrontalière. Il n'a pas été recherché dans les eaux souterraines hessoises du périmètre. Ses deux dérivés, le 5-méthyl-1H-benzotriazole et 4-méthyl-1H-benzotriazole, ne font pas partie de la liste commune de paramètres recherchés pour cet état des lieux, car analysés par moins de trois partenaires.

En utilisant la limite de quantification propre à chaque partenaire, le benzotriazole a été quantifié sur 100 ouvrages de mesure, soit 9 % du réseau.

Par région, les taux de quantification du benzotriazole s'élèvent à (**Figure 5.44**) :
- 55,6 % dans les cantons suisses (LQ de 0,003 µg/L) ;
- 13,9 % en Bade-Wurtemberg (LQ de 0,01 µg/L) ;
- 4,5 % en Rhénanie-Palatinat (LQ de 0,15 µg/L) ;
- 2,7 % en Alsace (LQ de 0,1 µg/L).

Auf EU-Ebene legen derzeit weder die europäische Richtlinie 2008/105/EG noch im weiteren Sinne die WRRL Umweltqualitätsnormen für Benzotriazol fest.

Einige der zahlreichen Benzotriazol-Derivate erfüllen die Kriterien von Anhang XIII der REACH-Verordnung der ECHA zur Identifizierung persistenter, bioakkumulierender und toxischer Stoffe. Sie sind in der Liste der besonders besorgniserregenden Stoffe (SVHC-Liste) aufgeführt. Ihre Verwendung und ihr Inverkehrbringen unterliegen seit 2023 der Zulassung im Rahmen der REACH-Verordnung.

Frankreich, Deutschland und Schweiz

Unter den Partnerländern von ERMES-ii-Rhein stützt sich Deutschland auf einen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) von 3 µg/L (UBA, 2011d) für die Summe der Benzotriale, zu denen auch Benzotriazol gehört.

In der Schweiz legt die GSchV für Grundwasser einen Grenzwert von 0,1 µg/L fest, der einem Qualitätsziel für die Wasserressource entspricht, jedoch kein Trinkwassergrenzwert ist.

In Frankreich unterliegt Benzotriazol keiner Überwachung im Rahmen der gesundheitlichen Kontrolle von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Der Analyse von Benzotriazol wurden die jeweiligen Bestimmungsgrenzen (BG) der verschiedenen Partner zugrunde gelegt. Dabei wurde der Schweizer Grenzwert von 0,1 µg/L für Grundwasser als grenzüberschreitender Schwellenwert berücksichtigt. Der Warnwert wurde bei 80 % des Schwellenwerts auf 0,08 µg/L festgelegt.

5.9.2.2. Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

Allgemeine Lage

Benzotriazol wurde grenzüberschreitend an 1.095 Messstellen untersucht. In Hessen wurde das Grundwasser nicht auf diesen Parameter untersucht. Da sie von weniger als drei Partnern untersucht wurden, sind die beiden Derivate, 5-Methyl-1H-Benzotriazol und 4-Methyl-1H-Benzotriazol nicht in der gemeinsamen Parameterliste dieser Bestandsaufnahme enthalten.

Benzotriazol wurde an 100 Messstellen (9 % des Messnetzes) nachgewiesen, wobei jeder Projektpartner seine eigene Bestimmungsgrenze zugrunde legte.

Die Bestimmungshäufigkeit für Benzotriazol in den Partnerregionen liegt bei (**Abbildung 5.44**):
- 55,6 % in den Schweizer Kantonen (BG bei 0,003 µg/L)
- 13,9 % in Baden-Württemberg (BG bei 0,01 µg/L)
- 4,5 % in Rheinland-Pfalz (BG bei 0,15 µg/L)
- 2,7 % im Elsass (BG bei 0,1 µg/L).

Ces fréquences de quantification régionales montrent que la LQ influence directement l'interprétation des résultats. Trop élevées, comme en Alsace ou Rhénanie-Palatinat, les LQ masquent probablement la présence d'une contamination existante à des concentrations faibles, de l'ordre de 0,001 à 0,01 µg/L.

Suivant la valeur seuil transfrontalière définie sur la base de l'OEaux suisse, 16 ouvrages dépassent la concentration de 0,1 µg/L, dont neuf en Alsace, quatre en Rhénanie-Palatinat et trois au Bade-Wurtemberg. La concentration maximale relevée est de 2,52 µg/L sur un point de mesuré situé à l'ouest de Mayence.

À titre indicatif, aucun point de mesure ne serait en situation de dépasser la concentration de 3 µg/L (GOW), en tenant toutefois compte du fait que les dérivés du benzotriazole n'ont pas été recherchés.

Les ordres de grandeurs des LQ étant inégaux d'un territoire à un autre, il est peu aisé de décrire précisément la répartition géographique du benzotriazole dans les eaux souterraines.

D'après les valeurs de concentrations les plus élevées et en tenant comme de résultats antérieurs (ERMES-Rhin 2016), il est tout de même possible d'affirmer que le benzotriazole est plus fréquemment détecté aux abords de zones urbaines (comme au niveau des villes Bâle, Colmar, Karlsruhe ou Mannheim par exemple) ainsi qu'à proximité des zones d'interaction nappe/rivière **(Carte 5.20)**.

Diese regionalen Bestimmungshäufigkeiten zeigen, dass die BG einen direkten Einfluss auf die Interpretation der Ergebnisse hat. Zu hohe BG wie im Elsass und in Rheinland-Pfalz verdecken vermutlich die niedrigen Konzentrationen von 0,001 bis 0,01 µg/L.

Unter Berücksichtigung des auf Grundlage der Schweizer Gewässerschutzverordnung festgelegten grenzüberschreitenden Schwellenwertes überschritten 16 Messstellen eine Konzentration von 0,1 µg/L, davon neun Messstellen im Elsass, vier Messstellen in Rheinland-Pfalz und drei Messstellen in Baden-Württemberg. Die maximale Konzentration betrug 2,52 µg/L an einer Messstelle westlich von Mainz.

Zur Information: An keiner Messstelle wird eine Konzentration von 3 µg/L (GOW) überschritten, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, dass die Benzotriazol-Derivate nicht ausgewertet wurden.

Aufgrund der regionalen Unterschiede bei den Bestimmungs-grenzen ist eine genaue Beschreibung der geografischen Verteilung von Benzotriazol im Grundwasser schwierig.

In Anbetracht der höchsten Konzentrationen und unter Berücksichtigung früherer Ergebnisse (ERMES-Rhein 2016) kann dennoch festgestellt werden, dass Benzotriazol insbesondere in der Nähe von städtischen Gebieten (z. B. Basel, Colmar, Karlsruhe, Mannheim) sowie in der Nähe von Bereichen mit Fluss-Grundwasser-Interaktion nachweisbar ist **(Karte 5.20)**.

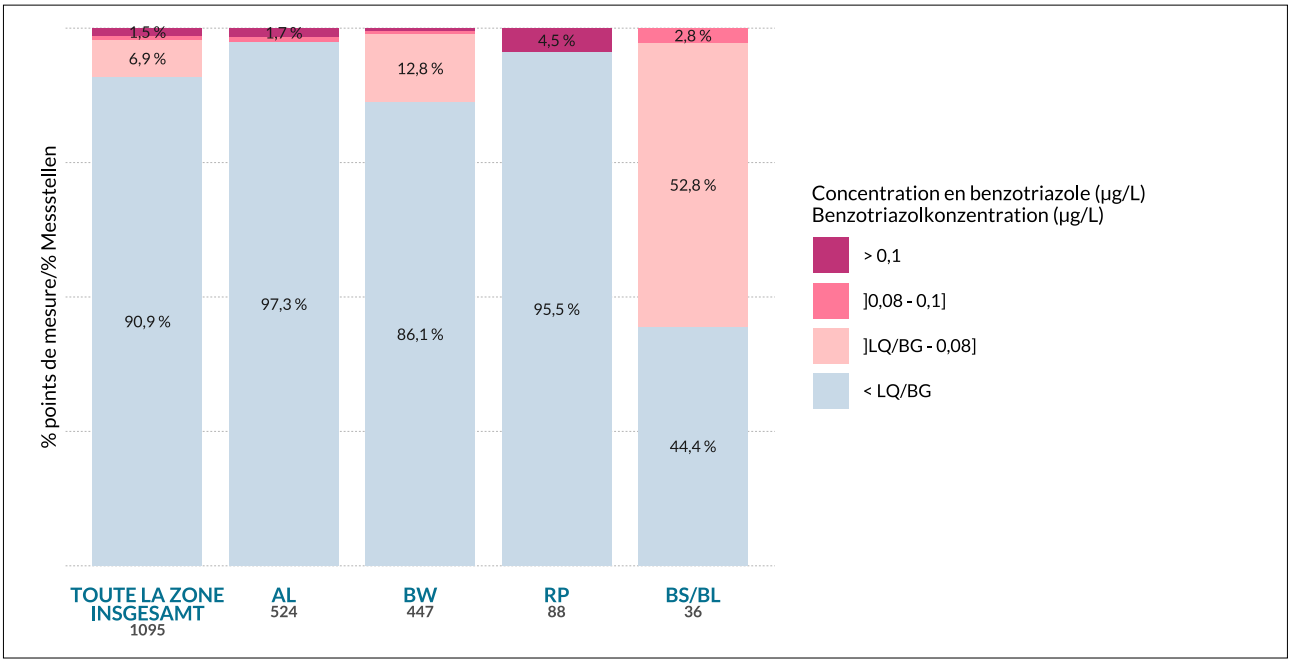


Figure 5.44 : Répartition des classes de concentration et fréquence de dépassement des valeurs seuils par région pour le benzotriazole

Abbildung 5.44: Verteilung der Konzentrationsklassen und Überschreitungshäufigkeit der Schwellenwerte nach Region für Benzotriazol

Evolution de la Ressource et Monitoring des Eaux de Surfaces et Souterraines du Rhin supérieur avec Instrumentation Innovante

Entwicklung der Grundwasser-Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens mit innovativen Instrumenten

Benzotriazole

1095 points de mesure

Valeur seuil transfrontalière : 0,1 µg/L (Ordonnance sur la protection des eaux - CH)

Limite de quantification (LQ) considérée : LQ par partenaire

Benzotriazol

1095 Messstellen

Grenzüberschreitender Schwellenwert: 0,1 µg/L (Gewässerschutzverordnung - CH)

Bestimmungsgrenze (BG): BG pro Partner

2022-2024

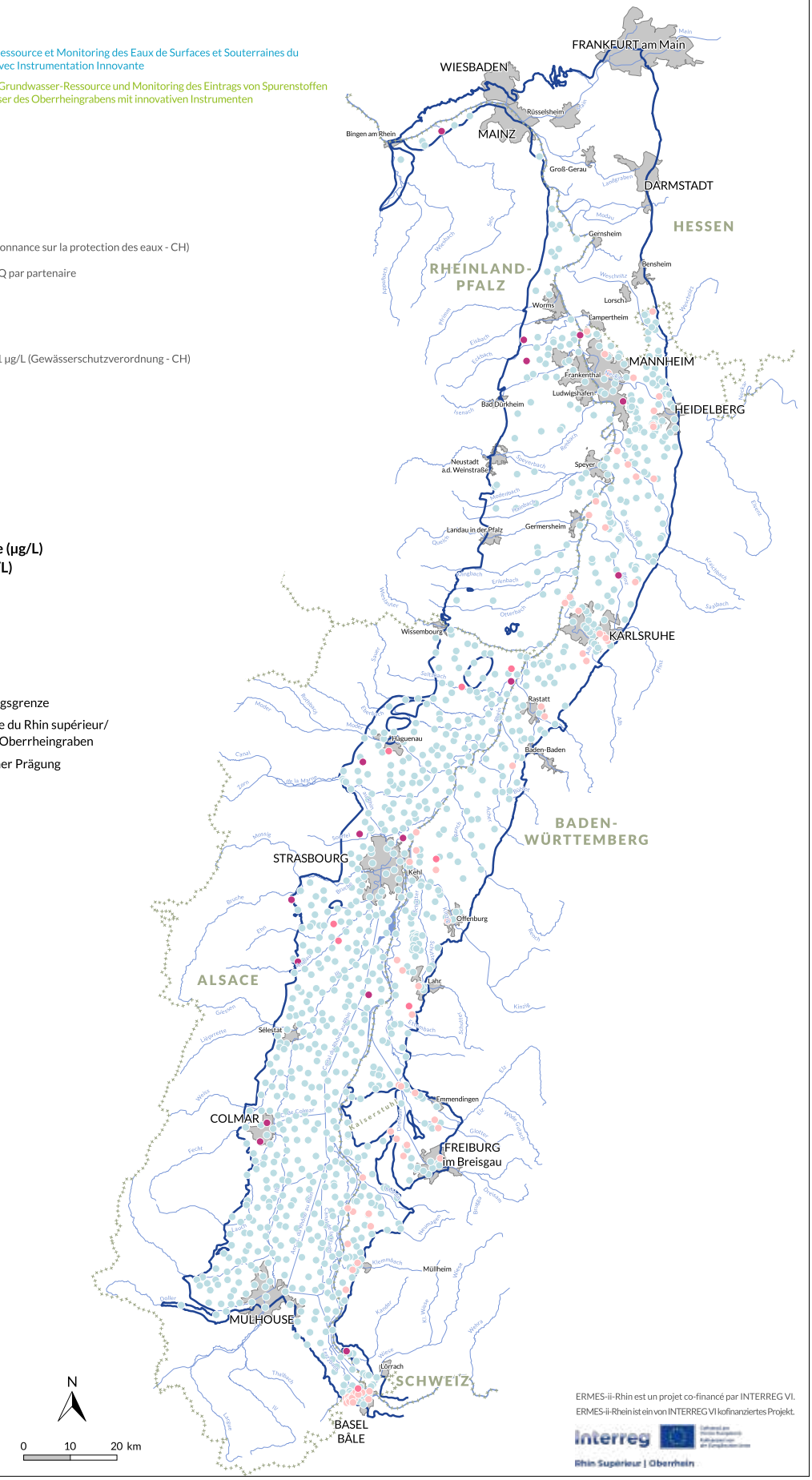
Concentration en benzotriazole (µg/L)
Benzotriazolkonzentration (µg/L)

- > 0,1
-]0,08 - 0,1]
- [LQ/BG - 0,08]
- < LQ/BG

Limite administrative/Verwaltungsgrenze

Limite des alluvions dans la vallée du Rhin supérieur/ Grenze der Lockersedimente im Oberrheingraben

Zone urbanisée/Fläche städtischer Prägung



ERMES-ii-Rhin est un projet co-financé par INTERREG VI.
ERMES-ii-Rhein ist ein von INTERREG VI kofinanziertes Projekt.
interreg
Rhin Supérieur | Oberrhein

Carte 5.20 : Concentration en benzotriazole par point de mesure

Karte 5.20: Benzotriazolkonzentration pro Messstelle

5.9.2.3. Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

La comparaison des concentrations entre les campagnes du projet ERMES 2016 et ERMES-ii 2024 a été effectuée sur un réseau de 592 points de mesure communs. En raison de la disparité des limites de quantification entre les deux campagnes de mesure, il n'est pas pertinent d'établir une comparaison des fréquences de quantification.

Le nombre de dépassements de la valeur seuil transfrontalière a diminué entre 2016 et 2024. En effet, en 2016, 23 points de mesure (3,9 %) avaient dépassé la valeur seuil de 0,1 µg/L contre sept ouvrages (1,2 %) en 2024.

5.9.2.4. Focus par partenaire

Alsace

En 2023, le benzotriazole a été analysé sur un réseau de 524 points de mesure en nappe phréatique d'Alsace.

2,7 % des échantillons, soit 14 ouvrages, révèlent des concentrations supérieures à la LQ de 0,1 µg/L. Cette valeur étant la valeur seuil transfrontalière, les fréquences de quantification et de dépassement du seuil sont identiques pour cette substance.

Avec une LQ de 0,1 µg/L qui ne permet pas de détecter la plupart des concentrations probablement comprises entre 0,001 et 0,01 µg/L, l'analyse de la distribution géographique se trouve limitée aux seules valeurs élevées, c'est-à-dire celles dépassant 0,1 µg/L.

En effet, en 2016, sur 31 des 35 points de mesure où la présence de benzotriazole a été détectée (soit 90 % de ces résultats), la valeur mesurée était située entre 0,005 et 0,1 µg/L.

Sans occulter ces limites analytiques pour les données 2023, la majorité des points de mesure où le benzotriazole a été quantifié à une teneur égale ou supérieure à 0,1 µg/L, se situe dans le Bas-Rhin, comme en 2016.

D'après ces résultats, et comme le rapportaient Lopez et al. (2018), la répartition géographique des points de mesure contaminés est difficile à expliquer, car les origines peuvent être multiples, ce qui rend le lien pression-impact difficile à établir.

Malgré l'origine industrielle et domestique du benzotriazole, certains points de mesure où le composé est identifié se situent hors des grandes zones urbaines et souvent proches de cours d'eau (Seltzbach et Andlau notamment), ce qui rejoint l'hypothèse d'une contamination par des eaux de surface.

L'analyse de l'évolution des concentrations de 2016 à 2023, réduite à nouveau aux valeurs supérieures à 0,1 µg/L, montre une légère diminution de la part de points de mesure impactés, en passant de 3 % à 1,7 %.

5.9.2.3. Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024

Der Vergleich der Konzentrationen zwischen den Projekten ERMES 2016 und ERMES-ii 2024 erfolgte anhand eines konsistenten Messnetzes von 592 Messstellen. Aufgrund der unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen zwischen den beiden Projekten und zwischen den Projektpartnern ist ein Vergleich der Bestimmungshäufigkeiten nicht aussagekräftig.

Die Anzahl der Überschreitungen des Schwellenwertes von 0,1 µg/L ging zwischen 2016 und 2024 zurück. Tatsächlich wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert 2016 an 23 Messstellen (3,9 %) und 2024 an sieben Messstellen (1,2 %) überschritten.

5.9.2.4. Fokus nach Partnerregion

Elsass

Im Elsass wurde Benzotriazol im Jahr 2023 an 524 Grundwassermessstellen untersucht.

Bei 2,7 % der Proben (14 Messstellen) überschritten die Konzentrationen die Bestimmungsgrenze (BG) von 0,1 µg/L. Da dieser Wert auch dem grenzüberschreitenden Schwellenwert entspricht, sind die Bestimmungshäufigkeit und die Häufigkeit der Überschreitung des Schwellenwertes für diesen Stoff identisch.

Da die meisten Konzentrationen zwischen 0,001 und 0,01 µg/L bei einer BG von 0,1 µg/L nicht nachweisbar sind, beschränkt sich die Analyse der geografischen Verteilung auf die hohen Werte, d. h. diejenigen, die 0,1 µg/L überschreiten.

Tatsächlich lagen 2016 die gemessenen Werte an 31 der 35 Messstellen, an denen Benzotriazol nachgewiesen wurde (d. h. 90 % dieser Ergebnisse) zwischen 0,005 und 0,1 µg/L.

Wenngleich man die analytischen Grenzen für die Daten von 2023 nicht vergessen darf, lag die Mehrheit der Messstellen, an denen Benzotriazol in einer Konzentration von 0,1 µg/L oder mehr nachgewiesen wurde, wie bereits 2016 im Departement Bas-Rhin.

In Anbetracht dieser Ergebnisse und wie von Lopez et al. (2018) berichtet, ist die geografische Verteilung der belasteten Messstellen nicht leicht erklärbar, da es mehrere Ursachen geben kann. Dadurch lassen sich die Zusammenhänge zwischen Belastung und Auswirkung nur schwer herstellen.

Obwohl Benzotriazol aus Industrie und Haushalten stammt, befinden sich einige Messstellen, an denen die Verbindung nachgewiesen wurde, außerhalb großer Siedlungsgebiete und oft in der Nähe von Flüssen (Seltzbach und Andlau), was die Hypothese des Eintrags aus Oberflächenwassern stützt.

Die Auswertung der Konzentrationsentwicklung von 2016 bis 2023, die sich erneut auf Werte über 0,1 µg/L beschränkt hat, zeigt einen leichten Rückgang des Anteils der betroffenen Messstellen von 3 % auf 1,7 %.

Bade-Wurtemberg

Le benzotriazole a été retrouvé sur 62 (13,9 %) des 447 points de mesure, à des concentrations comprises entre 0,01 µg/L et 0,5 µg/L. La valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L a été dépassée sur trois points de mesure. Les quantifications se répartissent sur l'ensemble de la zone d'étude. On les retrouve dans des zones agricoles et urbaines, des zones industrielles dotées de stations d'épuration, en aval de stations d'épuration mais aussi dans des entreprises de gestion des déchets et sur des sites contaminés. Les domaines d'application étant très variés, tous les sites où ces quantifications ont été faites peuvent être à l'origine de rejets de benzotriazole.

Sur 32 points de mesure, des concentrations élevées d'indicateurs d'eaux usées attestent de l'impact des eaux usées sur le milieu.

Les concentrations dépassant la valeur seuil de 0,1 µg/L renvoient à des zones industrielles abritant une entreprise de traitement et de recyclage des déchets ainsi que des entreprises de transformation de métaux. La concentration la plus élevée, 0,5 µg/L, a été mesurée à Mannheim. Dans cette ville, on trouve dans le bassin versant des points de mesure de grandes installations de production de plastique et d'électronique, ainsi que des concessionnaires automobiles et des sites contaminés d'anciennes entreprises de transformation des métaux.

Depuis la campagne de mesure de 2016, la quantification a nettement diminué, passant de 25 % à 13,9 %. La concentration maximale et le nombre de concentrations dépassant la valeur seuil ont également baissé.

Hesse

L'analyse du benzotriazole était également prévue sur les points de mesure en Hesse, mais finalement elle n'a pas pu être réalisée.

Rhénanie-Palatinat

Quatre (4,5 %) des 89 points de mesure analysés pour le 1H-benzotriazole présentent des concentrations supérieures à la valeur seuil transfrontalière de 0,1 µg/L. Le 1H-benzotriazole arrive dans l'environnement principalement via les stations d'épuration industrielles et communales. Ces quatre points de mesure présentent également d'autres substances issues des eaux usées (édulcorants ou produits pharmaceutiques). On peut donc supposer que le 1H-benzotriazole se retrouve dans les eaux de surface en raison des eaux usées et de l'interaction entre eaux de surface et eaux souterraines.

Bâle-Campagne

Dans le canton de Bâle-Campagne, le benzotriazole et le méthylbenzotriazole, 4-/5- (somme) ont été recherchés. Le benzotriazole a été quantifié sur 59 % des points de mesure, avec des valeurs comprises entre 3 et 56 ng/L. Le

Baden-Württemberg

Benzotriazol wurde an 62 (13,9 %) der 447 untersuchten Messstellen in Konzentrationen von 0,01 µg/L bis 0,5 µg/L nachgewiesen. Der grenzüberschreitende Schwellenwert von 0,1 µg/L wurde an drei Messstellen überschritten. Die Positivbefunde verteilten sich über das gesamte Untersuchungsgebiet. Sie traten in landwirtschaftlich genutzten Bereichen, Siedlungsgebieten, Industrieflächen mit Abwasserbehandlungsanlagen, unterhalb von Kläranlagen, bei Entsorgungsunternehmen und in Altlastbereichen auf. Durch die breiten Anwendungsbereiche stellen alle Fundgebiete Eintragsquellen von Benzotriazol dar. An 32 Messstellen wurde Abwassereinfluss durch erhöhte Konzentrationen von Abwasserindikatoren nachgewiesen.

Die Konzentrationen mit Überschreitung des Schwellenwerts über 0,1 µg/L werden in Industriegebieten mit einem Entsorgungs- und Recyclingunternehmen sowie Metallverarbeitungsbetrieben nachgewiesen. Die höchste Konzentration von 0,5 µg/L wurde in Mannheim gemessen. Hier befinden sich große Produktionsanlagen für Kunststoff und Elektronik, sowie Autovertriebe und Altlastflächen ehemaliger metallverarbeitender Betriebe im Einzugsgebiet der Messstelle.

Seit den Untersuchungen 2016 hat sich die Nachweisquote von 25 % auf 13,9 % deutlich verringert. Auch die Maximalkonzentration sowie die Anzahl der schwellenwertüberschreitenden Konzentrationen sind zurückgegangen.

Hessen

Die Analyse von Benzotriazol wurde bei anderen Projektpartnern umgesetzt und war auch für die hessischen Messstellen vorgesehen, konnte jedoch im Projektverlauf letztlich nicht ausgeführt werden.

Rheinland-Pfalz

Vier (4,5 %) der insgesamt 89 auf 1H-Benzotriazol untersuchten Messstellen weisen Konzentrationen über dem grenzüberschreitenden Schwellenwert von 0,1 µg/L auf. 1H-Benzotriazol gelangt hauptsächlich über industrielle und kommunale Kläranlagen in die Umwelt. Da alle vier Messstellen auch weitere abwasserbürtige Stoffe wie Süßstoffe oder Pharmazeutika aufweisen, ist davon auszugehen, dass der Eintrag von 1H-Benzotriazol dort ebenfalls über Abwassereinleitungen in Oberflächengewässer und die Interaktion zwischen Oberflächen- und Grundwasser erfolgt.

Basel-Landschaft

Im Kanton Basel-Landschaft wurden Benzotriazol und Methylbenzotriazol, 4-/5- (Summe) gemessen. Dabei konnte Benzotriazol an 59 % der Messstellen mit Werten von 3 bis 56 ng/L gemessen werden. Methylbenzotriazol, 4-/5- (Summe) war an 88 % der Messstellen vorhanden mit Werten von 3 bis 350 ng/L.

Beide Substanzen waren heterogen über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt. Die Konzentrationsverteilung scheint von lokalen Einträgen geprägt zu sein.

méthylbenzotriazole, 4-/5- (somme) était présent sur 88 % des points de mesure, avec des valeurs comprises entre 3 et 350 ng/L.

Les deux substances se répartissent de manière hétérogène sur l'ensemble de la zone d'étude. La répartition des concentrations semble provenir de rejets locaux.

Bâle-Ville

Le benzotriazole a été retrouvé sur 60 % (12/19) des points de mesure, avec des valeurs comprises entre 3 ng/L et 90 ng/L. Sa présence dans les eaux souterraines suggère des fuites sur les canalisations d'eaux usées. Cette substance sert également d'agent anticorrosion dans les radiateurs automobiles et les antigels et peut donc se retrouver dans les eaux souterraines

Basel-Stadt

Benzotriazol wurde an 60 % (12/19) der Messstellen nachgewiesen, mit Werten zwischen 3 ng/L und 90 ng/L. Der Nachweis im Grundwasser deutet auf undichte Kanalisationsleitungen hin. Der Stoff dient auch als Korrosionsschutz in Autokühlern und Frostschutzmitteln und kann auf diesem Weg ins Grundwasser gelangen.

5.10.

Évaluation de la qualité des eaux souterraines dans la vallée du Rhin supérieur au regard des critères communs de potabilité et des valeurs à orientation sanitaire

59 % des points de mesure ne répondent pas aux critères communs de potabilité pour au moins un des paramètres pris en compte. L'ensemble de la nappe du Rhin supérieur présente des dépassements à l'exception de quelques zones : centre plaine d'Alsace, régions de Strasbourg et de Fribourg-en-Brisgau. Les familles de substances contribuant le plus à la pollution des eaux souterraines sont : les pesticides et leurs métabolites, les paramètres inorganiques (nitrates principalement) et les PFAS.

Entre 2016 et 2024, le nombre de points de mesure dépassant les critères de potabilité, pour une liste commune de paramètres, tend à diminuer.

5.10.1.

Généralités

Objectifs de l'évaluation globale de la qualité de la ressource

L'objectif formulé par les acteurs du domaine de l'eau au sein du territoire du Rhin supérieur, comme l'IAWR ou encore le SAGE Ill Nappe Rhin, consiste à « Protéger et reconquérir la qualité des eaux de la nappe rhénane, afin de garantir sur l'ensemble du territoire une eau potable sans traitement complexe préalable, pour les générations présentes et à venir ».

C'est pourquoi, ce travail de cartographie de la qualité globale de la nappe phréatique du Rhin supérieur, entrepris depuis 1997 dans le cadre des inventaires transfrontaliers, se poursuit.

Depuis ERMES-Rhin 2016, l'évaluation de la qualité globale est conduite selon deux approches :

- une première fondée sur les substances possédant une limite de qualité pour l'eau potable européenne ou nationale ;
- une seconde, intégrant, aussi des substances (souvent émergentes) disposant de valeurs guides ou de recommandations à orientation sanitaire (**cf. partie 4.1**). Certaines de ces substances font actuellement l'objet d'une vigilance de la part des autorités sanitaires et pourraient à l'avenir être intégrées aux listes de paramètres réglementaires pour le suivi des EDCH.

La notion de « critères communs » recouvre la prise en compte conjointe des valeurs limites applicables à l'eau potable et/ou des valeurs guides relatives à la santé de plusieurs substances ou familles de substances, afin de conduire l'analyse selon les deux approches.

5.10.

Bewertung der Grundwasserqualität im Oberrheingraben im Hinblick auf die grenzüberschreitenden Schwellenwerte und die gesundheitsbezogenen Richtwerte

An 59 % der Messstellen erfüllte mindestens ein untersuchter Parameter die gemeinsamen Qualitätsanforderungen für Trinkwasser nicht. Außer in einigen Gebieten (zentralelsässische Tiefebene sowie die Regionen Straßburg und Freiburg im Breisgau) wurden im gesamten Grundwassersystem des Oberrheins Überschreitungen festgestellt. Am stärksten tragen die Stoffgruppen der Pflanzenschutzmittel und ihre Metaboliten, anorganische Parameter (hauptsächlich Nitrat) und PFAS zu der Grundwasserverschmutzung bei.

Zwischen 2016 und 2024 war die Anzahl der Messstellen, an denen gemeinsam untersuchte Parameter die Trinkwasserkriterien überschritten, tendenziell rückläufig.

5.10.1.

Einleitung

Ziele der Gesamtbewertung der Grundwasserqualität

Das von den Akteuren der Wasserwirtschaft am Oberrhein, wie der IAWR oder dem SAGE Ill Nappe Rhin, formulierte Ziel lautet: "Der Schutz und die Wiederherstellung der Grundwasserqualität im gesamten Gebiet des Oberrheingrabens, damit für heutige und zukünftige Generationen Trinkwasser ohne weitergehende Vorbehandlung bereitgestellt werden kann."

Aus diesem Grund wird die 1997 im Rahmen der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahmen begonnene Überwachung der Gesamtbeschaffenheit des Grundwassers am Oberrhein fortgesetzt.

Seit ERMES-Rhein 2016 werden bei der Bewertung der Gesamtqualität zwei Untersuchungsansätze verfolgt:

- Zum einen werden Stoffe untersucht, für die es einen europäischen oder nationalen Trinkwassergrenzwert gibt.
- Zum anderen werden zusätzlich auch (oft neuartige) Substanzen untersucht, für die gesundheitsbezogene Richtwerte oder Empfehlungen vorliegen (**s. Abschnitt 4.1**). Einige dieser Stoffe werden derzeit von den Gesundheitsbehörden beobachtet und möglicherweise zukünftig in die Listen der Parameter aufgenommen, deren Überwachung im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Überwachung der Trinkwasserqualität verpflichtend ist.

Der Begriff „gemeinsame Kriterien" umfasst die für Trinkwasser geltenden Grenzwerte und/oder die gesundheitsbezogenen Richtwerte für mehrere Stoffe oder Stoffgruppen, die beide bei der Untersuchung berücksichtigt wurden.

Les valeurs limites ou limites de qualité (eau potable) et valeurs guides (sanitaires) utilisées sont celles en vigueur au moment du projet en 2024.

Ces approches permettent de produire deux cartographies rendant compte du nombre de points de mesure ne répondant pas aux critères communs de potabilité et/ou relatifs aux valeurs guides à orientation sanitaire.

Éléments de cadrage méthodologique et points de vigilance pour l'interprétation

L'interprétation des résultats et l'évaluation de la qualité globale des eaux souterraines doit tenir compte des éléments suivants :

- les cartes de synthèse réalisées ne reflètent pas la qualité de l'eau distribuée au robinet, étant donné que les analyses de ce projet portent exclusivement sur des échantillons d'eaux brutes essentiellement prélevés au sein des couches superficielles de la nappe phréatique ;
- cette évaluation ne prend en compte que les 181 substances communes du projet. Cette liste a fait l'objet d'un travail de sélection visant à suivre les paramètres les plus pertinents pour la nappe rhénane. De facto, des paramètres réglementairement surveillés dans l'eau potable peuvent ne pas être considérés ;
- pour garantir une analyse harmonisée et cohérente sur l'ensemble du périmètre transfrontalier, des critères communs de potabilité et/ou relatifs aux valeurs guides sanitaires ont été définis pour le présent projet. Ces critères peuvent donc différer des approches réglementaires nationales de la France, l'Allemagne et la Suisse, et par conséquent, aboutir à un résultat différent ;
- quelle que soit l'approche, les paramètres pris en compte n'ont pas tous été analysés sur l'ensemble du réseau de points de mesure, et de fait, d'un point de mesure à un autre, le nombre de paramètres analysés varie ;
- enfin, la validité de cet exercice reste tributaire de l'évolution future des normes réglementaires pour les substances considérées. Au fil de l'amélioration des connaissances scientifiques (toxicité des molécules, occurrence dans l'environnement, etc.), les limites de qualité pour l'eau potable ou les valeurs guides sanitaires existantes peuvent changer et certaines substances qui actuellement ne font pas l'objet de surveillance pourraient être contrôlées. Les résultats présentés dans ce rapport tiennent compte de la réglementation (européenne, française, allemande et suisse) en vigueur en 2024.

À noter que selon les substances, les valeurs limites (de potabilité ou sanitaires) peuvent être fixées soit individuellement par paramètre, soit globalement sous forme de sommes de paramètres (ex : somme 20 PFAS), ou combiner les deux modalités (ex : les pesticides).

Les valeurs paramétriques de somme sont intégrées aux évaluations présentées ci-après mais ne sont pas comptabilisées comme des substances au sens propre.

Die verwendeten Grenzwerte oder Qualitätsgrenzwerte (Trinkwasser) und die Richtwerte (gesundheitsbezogen) sind diejenigen, die zum Zeitpunkt des Projekts im Jahr 2024 galten.

Den beiden im Ergebnis dieser zweigleisigen Untersuchung erstellten Karten ist die Anzahl der Messstellen zu entnehmen, an denen die gemeinsamen Trinkwassergrenzwerte bzw. gesundheitsbezogenen Richtwerte überschritten wurden.

Methodische Rahmenbedingungen und Hinweise zu Auswertung und Interpretation

Bei der Interpretation der Ergebnisse und der Bewertung der Grundwasser-Gesamtbeschaffenheit sind folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Die erstellten Übersichtskarten geben nicht die Qualität des Leitungswassers wieder, da im Rahmen des Projekts ausschließlich Rohwasserproben untersucht wurden, die hauptsächlich aus den oberflächennahen Schichten des Grundwassers entnommen wurden;
- Der Bewertung liegen nur die 181 gemeinsamen Substanzen des Projekts zugrunde. Ziel dieser Auswahl war es, die für das Grundwasser im Oberrheingraben relevantesten Parameter zu erfassen. De facto wurden daher die im Rahmen der Trinkwasserkontrolle gesetzlich überwachten Parameter für Trinkwasser nicht im vollen Umfang berücksichtigt;
- Um abgestimmte und kohärente Untersuchungen im gesamten grenzüberschreitenden Untersuchungsgebiet zu gewährleisten, wurden gemeinsame Trinkwassergrenzwerte bzw. gesundheitsbezogene Richtwerte für die Ergebnisauswertung festgelegt. Diese können daher von den in Frankreich, Deutschland und der Schweiz geltenden gesetzlichen Anforderungen abweichen;
- Unabhängig von den beiden Untersuchungsansätzen wurden nicht alle 181 gemeinsamen Substanzen im gesamten Messnetz analysiert, sodass die Anzahl der analysierten Parameter von Messstelle zu Messstelle variiert;
- Letztlich hängt die Gültigkeit dieser Untersuchung von der künftigen Entwicklung der Rechtsvorschriften für die betreffenden Stoffe ab. Im Zuge neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse (Toxizität der Verbindungen, Vorkommen in der Umwelt usw.) werden sich die bestehenden Trinkwassergrenzwerte oder gesundheitsbezogenen Richtwerte möglicherweise ändern. Die in diesem Bericht vorgestellten Ergebnisse berücksichtigen die im Jahr 2024 geltenden Vorschriften (EU, Deutschland, Frankreich, Schweiz).

Es ist zu beachten, dass die Grenzwerte (für Trinkwasser oder gesundheitsbezogen) je nach Stoff entweder einzeln pro Parameter oder global in Form von Parametersummen (z.B. Summe PFAS-20) oder kombiniert (z.B. Pflanzenschutzmittel) festgelegt werden können.

Die Summenparameterwerte wurden in den nachstehenden Bewertungen berücksichtigt, jedoch nicht als Substanzen im eigentlichen Sinne gezählt.

Lecture et base d'évaluation des résultats

Les résultats des cartes et graphiques de ce chapitre sont représentés en fonction des dépassements (classe rouge) ou non (classe verte) des critères communs de potabilité et/ou des valeurs guides à orientation sanitaire.

Parmi ces critères, sont à la fois considérées : des valeurs paramétriques individuelles par substance et des valeurs paramétriques relevant d'une somme de plusieurs substances.

Les valeurs seuils transfrontalières, utilisées en tant que critères communs, sont listées dans le **Tableau 5.16**.

Un "seuil d'alerte", correspondant à 80 % du critère commun défini, constitue une deuxième limite de classe (orange).

Ce seuil est de 75 % pour le cas spécifique des nitrates (**voir sous-chapitre 5.1** sur les paramètres azotés).

Ces deux limites (valeurs seuils définissant les critères communs et seuils d'alerte) permettent de définir la palette ci-dessous (**Figure 5.45**).

Erläuterung und Bewertungsgrundlage der Ergebnisse

Bei der Darstellung der Ergebnisse auf den Karten und Grafiken in diesem Kapitel werden die Überschreitungen (rote Klasse) bzw. Nichtüberschreitungen (grüne Klasse) der gemeinsamen Trinkwasser-Schwellenwerte und/oder gesundheitsbezogenen Richtwerte dargestellt. Diese Werte umfassen sowohl individuelle Parameterwerte als auch Parameterwerte, die sich aus der Summe mehrerer Stoffe ergeben.

Die grenzüberschreitenden Schwellenwerte, die als gemeinsame Kriterien verwendet werden, sind in **Tabelle 5.16** aufgeführt.

Ein „Warnwert" bei 80 % des festgelegten grenzüberschreitenden Schwellenwertes bildet eine zweite Überschreitungsgrenze (orange). Dieser Schwellenwert beträgt im speziellen Fall von Nitrat 75 % (**s. Unterkapitel 5.1** zu Stickstoffverbindungen).

Anhand dieser beiden Grenzwerte (Schwellenwerte, die die gemeinsamen Kriterien definieren, und Warnwerte) lässt sich folgende Skala festlegen (**Abbildung 5.45**).



FR	DE
Dépassement des limites communes de qualité et/ou de valeur guide et/ou d'orientation sanitaire pour au moins un paramètre mesuré	Überschreitung der gemeisamen Qualitätsgrenzwerte und/oder Leitwerte und/oder gesundheitlichen Orientierungswerte für mindestens einen gemessenen Parameter
Dépassement des seuils d'alerte pour au moins un paramètre mesuré	Überschreitung der Warnwerten für mindestens einen gemessenen Parameter
Aucun dépassement de seuil d'alerte	Keine Überschreitung der Warnwerten

Figure 5.45 : Représentation schématique des classes de concentration des graphiques et cartes du chapitre 5.10

Abbildung 5.45: Schematische Darstellung der Konzentrationsklassen der Grafiken und Karten in diesem Kapitel 5.10

Code SANDRE (FR)	Code CAS CAS Nummer	Paramètre Parameter	Valeur seuil Schwellenwerte	Critères pris en compte en 2016 2016 berücksichtigte Kriterien
Paramètres inorganiques (ions majeurs et mineurs) Anorganische Parameter (Haupt- und Nebenionen)				
1335	14798-03-9	Ammonium	0,5 mg/L	X
1337	16887-00-6	Chlorures Chlorid	250 mg/L	X
1338	14808-79-8	Sulfat(es)	250 mg/L	X
1339	14797-65-0	Nitrit(es)	0,5 mg/L	X
1340	14797-55-8	Nitrit(es)	50 mg/L	X
1375	7440-23-5	Sodium Natrium	200 mg/L	X
7073	16984-48-8	Fluorure anion Fluorid	1,5 mg/L	X
Pesticides Pflanzenschutzmittel (PSM)				
1101	15972-60-8	Alachlor(e)	0,1 µg/L	X
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	0,1 µg/L	X
1108	6190-65-4	Déséthyl-atrazine Desethylatrazin	0,1 µg/L	X
1109	1007-28-9	Déisopropyl-atrazine Desisopropylatrazin	0,1 µg/L	X
1113	25057-89-0	Bentazon(e)	0,1 µg/L	X
1133	1698-60-8	Chloridazon(e)	0,1 µg/L	X
1136	15545-48-9	Chlortoluron	0,1 µg/L	X
1137	21725-46-2	Cyanazin(e)	0,1 µg/L	X
1141	94-75-7	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	0,1 µg/L	X
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP)	0,1 µg/L	X
1175	60-51-5	Dimethoat(e)	0,1 µg/L	X
1177	330-54-1	Diuron/DCMU	0,1 µg/L	X
1194	85509-19-9	Flusilazol(e)	0,1 µg/L	X
1203	58-89-9	Hexachlorocyclohexane gamma γ-Hexachlorcyclohexan	0,1 µg/L	X
1208	34123-59-6	Isoproturon	0,1 µg/L	X
1209	330-55-2	Linuron	0,1 µg/L	X
1212	94-74-6	2,4-MCPA 2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	0,1 µg/L	X
1214	93-65-2	Mecoprop Total (Gesamt) (MCPP)	0,1 µg/L	X
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	0,1 µg/L	X
1216	18691-97-9	Methabenzthiazuron	0,1 µg/L	X
1221	51218-45-2	Metolachlor(e) Total (Gesamt)	0,1 µg/L	X
1225	21087-64-9	Metribuzin(e)	0,1 µg/L	X
1256	139-40-2	Propazin(e)	0,1 µg/L	X
1263	122-34-9	Simazin(e)	0,1 µg/L	X
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	0,1 µg/L	X
1269	886-50-0	Terbutryn(e)	0,1 µg/L	
1480	1918-00-9	Dicamba	0,1 µg/L	X
1506	1071-83-6	Glyphosat(e)	0,1 µg/L	
1670	67129-08-2	Metazachlor(e)	0,1 µg/L	X
1673	51235-04-2	Hexazinon(e)	0,1 µg/L	X
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e)	0,1 µg/L	X

Code SANDRE (FR)	Code CAS CAS Nummer	Paramètre Parameter	Valeur seuil Schwellenwerte	Critères pris en compte en 2016 2016 berücksichtigte Kriterien
Pesticides Pflanzenschutzmittel (PSM)				
1686	314-40-9	Bromacil	0,1 µg/L	X
1706	57837-19-1	Metalaxyl	0,1 µg/L	X
1763	30043-49-3	Ethidimuron	0,1 µg/L	X
1814	83164-33-4	Diflufenicanil/Diflufenican	0,1 µg/L	X
1830	3397-62-4	Déséthyl-déisopropyl-atrazine Desethyl-Desisopropylatrazin (DEDIA)	0,1 µg/L	X
1882	111991-09-4	Nicosulfuron	0,1 µg/L	
1907	1066-51-9	AMPA (Aminomethylphosphonic Acid)	0,1 µg/L	
1954	66753-07-9	Terbuthylazin(e)-2-hydroxy	0,1 µg/L	
2008	96525-23-4	Flurtamone	0,1 µg/L	X
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamid(e)	0,1 µg/L	X
2045	30125-63-4	Terbuthylazin(e)-desethyl	0,1 µg/L	X
2546	50563-36-5	Dimetachlor(e)	0,1 µg/L	X
5526	188425-85-6	Boscalid	0,1 µg/L	X
6378	6339-19-1	Chloridazon(e) desphenyl	0,1 µg/L	X
6379	17254-80-7	Chloridazon(e) methyl desphenyl	0,1 µg/L	X
6380	1086384-49-7	Dimethachlor(e) OXA	0,1 µg/L	X
6381	/	Dimethachlor(e) ESA	0,9 µg/L	X
6384	3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid(e) (DMS)	0,1 µg/L	X
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA	0,9 µg/L	X
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA	0,9 µg/L	X
6856	187022-11-3	Acetochlor(e) ESA	0,1 µg/L	X
6862	194992-44-4	Acetochlor(e) OXA	0,1 µg/L	X
6863	201668-31-7	Flufenacet OXA	0,1 µg/L	X
6864	201668-32-8	Flufenacet ESA	0,1 µg/L	X
6865	205939-58-8	Dimethenamid(e) ESA	0,9 µg/L	X
6894	1231244-60-2	Metazachlor(e) OXA	0,9 µg/L	X
6895	172960-62-2	Metazachlor(e) ESA	0,9 µg/L	X
7087	142469-14-5	Tritosulfuron	0,1 µg/L	
7522	113614-08-7	Beflubutamid(e)	0,1 µg/L	X
7618	4710-17-2	N,N-diméthyl-N'-phénylsulphamide N,N-Dimethyl-N'-phenylsulfamid (DMSA)	0,1 µg/L	
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil R417888 Chlorthalonil-sulfonsäure R417888	0,1 µg/L	X
7727	/	Dimethachlor(e) CGA 369873	0,9 µg/L	X
7729	1418095-19-8	Metolachlor(e) NOA 413173	0,9 µg/L	X
7730	1173021-76-5	Metolachlor(e) CGA 368208	0,1 µg/L	
7731	1217465-10-5	Metolachlor(e) CGA 357704	0,1 µg/L	X
7735	380412-59-9	Dimethenamid(e) OXA	0,9 µg/L	X
7895	75596-99-5	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 62826	0,1 µg/L	X
7896	104390-56-9	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 108906	0,1 µg/L	X
8865	/	Chlorothalonil R471811 Chlorthalonil R471811	0,9 µg/L	
/	/	Somme des pesticides et des métabolites pertinents Summe der Pestizide und relevanten Metaboliten	0,5 µg/L	X

Code SANDRE (FR)	Code CAS CAS Nummer	Paramètre Parameter	Valeur seuil Schwellenwerte	Critères pris en compte en 2016 2016 berücksichtigte Kriterien
Substances per- et polyfluoroalkylées **Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)**				
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)	0,1 µg/L	X
7893	27619-97-2	6:2 FTSA 6:2 Fluortelomer-sulfonsäure	0,1 µg/L	X
8847	/	Somme 20 PFAS Summe PFAS-20	0,1 µg/L	X
8858	76-05-01	Acide trifluoracétique Trifluoressigsäure (TFA)	60 µg/L	
/	/	Somme 4 PFAS Summe PFAS-4	0,02 µg/L	X
Substances pharmaceutiques **Pharmazeutische Substanzen**				
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	0,3 µg/L	X
5349	15307-86-5	Diclofenac	0,3 µg/L	X
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	0,1 µg/L	X
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	0,05 µg/L	X
5353	22071-15-4	Ketoprofen(e)	0,05 µg/L	X
5354	103-90-2	Paracetamol	0,05 µg/L	X
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	0,05 µg/L	X
5361	29122-68-7	Atenolol	0,05 µg/L	X
5362	37350-58-6	Metoprolol	0,05 µg/L	X
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	0,05 µg/L	X
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	0,05 µg/L	X
5408	882-09-07	Acide clofibrique Clofibrinsäure	3 µg/L	X
6522	114-07-8	Erythromycin(e)	0,05 µg/L	X
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	0,05 µg/L	X
6540	85721-33-1	Ciprofloxacin(e)	0,05 µg/L	
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque Amidotrizoesäure	1 µg/L	X
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	0,05 µg/L	X
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	0,05 µg/L	X
6755	657-24-9	Metformin(e)	1 µg/L	X
7049	62883-00-5	RS-iopamidol	1 µg/L	X
7597	58955-93-4	10,11-dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazepin(e)	0,3 µg/L	X
7817	83905-01-5	Azithromycin(e)	0,3 µg/L	
7894	56392-14-4	Atenolol acide Atenololsäure	0,05 µg/L	X
7897	139481-59-7	Candesartan	0,3 µg/L	
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	0,3 µg/L	X
7901	137862-53-4	Valsartan	0,3 µg/L	
7961	125-33-7	Primidon(e)	3 µg/L	
Adjuvants alimentaires **Nahrungsergänzungsmittel**				
7892	55589-62-3	Acesulfam(e)	30000 µg/L	X

Code SANDRE (FR)	Code CAS CAS Nummer	Paramètre Parameter	Valeur seuil Schwellenwerte	Critères pris en compte en 2016 2016 berücksichtigte Kriterien
Composés organiques halogénés volatils (COHV) Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW)				
1135	67-66-3	Chloroform(e)	100 µg/L	X
1158	124-48-1	Dibromochloromethane Dibromchlormethan	100 µg/L	X
1161	107-06-2	Dichloroéthane-1,2 1,2-Dichlorethan	3 µg/L	X
1167	75-27-4	Dichloromonobromométhane Dichlorbrommethan	100 µg/L	X
1168	75-09-2	Dichlorométhane Dichlormethan	20 µg/L	X
1276	56-23-5	Tétrachlorure de carbone Tetrachlorkohlenstoff	2 µg/L	X
1284	71-55-6	Trichloroéthane-1,1,1 1,1,1-Trichlorethan	3 µg/L	X
2963		Somme tri- et tétrachloroéthylène Summe Tri- und Tetrachlorethen	10 µg/L	X
Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAP) Mono- und polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)				
1114	71-43-2	Benzène/Benzol	1 µg/L	X
Eléments traces métalliques (ETM) et métalloïdes Spurenmetalle und Halbmetalle				
1361	7440-61-1	Uranium Uran	30 µg/L	X
1362	7440-42-8	Bor(e)	1000 µg/L	X
1369	7440-38-2	Arsenic Arsen	10 µg/L	X
1370	7429-90-5	Aluminium	200 µg/L	X
1376	7440-36-0	Antimoine Antimon	10 µg/L	X
1382	7439-92-1	Plomb Blei	5 µg/L	X
1383	7440-66-6	Zinc Zink	5000 µg/L	X
1385	7782-49-2	Sélénium Selen	20 µg/L	X
1386	7440-02-0	Nickel	20 µg/L	X
1387	7439-97-6	Mercure Quecksilber	1 µg/L	X
1388	7440-43-9	Cadmium	5 µg/L	X
1389	7440-47-3	Chrom(e)	25 µg/L	X
1392	7440-50-8	Cuivre Kupfer	2000 µg/L	X
1396	7440-39-3	Baryum Barium	700 µg/L	X
Divers Verschiedenes				
1493	60-00-4	Acide éthylènediaminetétraacétique Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	200 µg/L	X
6219	14797-73-0	Perchlorat(e)	4 µg/L	X
7543	95-14-7	Benzotriazol(e)	3 µg/L	X

Paramètres concernés par des GOW, des LW et autres valeurs seuils (hors limites de potabilité en vigueur)
Parameter mit GOW, LW und andere Schwellenwerte (außerhalb der geltenden Trinkwassergrenzwerte)

Tableau 5.16 : Liste des substances prises en compte et de leurs critères communs de potabilité et/ou relatifs aux valeurs à orientation sanitaires

Tabelle 5.16: Liste der berücksichtigten Stoffe und ihrer gemeinsamen Trinkwasser-Schwellenwerte und/oder gesundheitsbezogenen Richtwerte

5.10.2.
État des lieux transfrontalier

5.10.2.1. Qualité des eaux souterraines au regard des critères communs de potabilité

Liste des substances prises en compte

Pour cette première approche, seules ont été prises en compte les substances disposant d'une valeur seuil transfrontalière faisant référence à une limite de qualité pour l'eau potable en vigueur à date au sein de l'Union européenne (Directive 2020/2184) ou à l'échelle nationale d'un des pays partenaires du projet. Pour le cas des métabolites non pertinents pris en compte, il s'agit de valeurs dites de « vigilance », et non de limites de qualité pour l'eau potable.

Au total, parmi les 181 substances de la liste commune transfrontalière 2024, 122 ont été prises en compte pour cette évaluation.

Certaines substances disposant d'une limite de potabilité européenne ou nationale n'ont pas été intégrées dans cette analyse. Il s'agit de cinq paramètres physiques (conductivité, température de l'eau, pH, saturation en oxygène, carbone organique total) et de deux éléments traces métalliques (fer et manganèse). Ces paramètres et composés sont essentiellement d'origine naturelle et/ou ne déclassent pas directement la qualité de la ressource en eau pour la production d'eau potable. Ils sont facilement éliminables ou contrôlables par des procédés de traitements simples, et souvent considérés seulement comme des indicateurs.

Les 122 substances prises en compte sont :
- 7 ions majeurs et mineurs, classés dans la famille des paramètres physico-chimiques ;
- 14 éléments traces métalliques et métalloïdes ;
- 70 pesticides (substances actives et métabolites pertinents et non pertinents) ;
- 20 PFAS de la « somme 20 PFAS » ;
- 8 COHV ;
- 1 hydrocarbure aromatique (benzène) ;
- l'EDTA ;
- le perchlorate.

En tenant compte des substances disposant de valeurs seuils paramétriques individuelles et/ou en somme de substances (ex : somme des 20 PFAS, qui regroupe 20 PFAS), cela représente un total 103 paramètres (au sens réglementaire).

La liste de ces substances et des valeurs seuils prises comme critères communs de potabilité sont spécifiées dans le **Tableau 5.16**.

5.10.2.
Grenzüberschreitende Bestandsaufnahme

5.10.2.1. Grundwasserqualität im Hinblick auf die gemeinsamen Trinkwasserkriterien

Liste der berücksichtigten Substanzen

Bei diesem ersten Ansatz wurden nur Substanzen berücksichtigt, für die ein grenzüberschreitender Schwellenwert gilt, der sich auf einen derzeit in der Europäischen Union (Richtlinie 2020/2184) oder auf nationaler Ebene eines der Partnerländer des Projekts geltenden Qualitätsgrenzwert für Trinkwasser bezieht. Bei den berücksichtigten nicht relevanten Metaboliten handelt es sich um sogenannte „Richt- oder Vorsorgewerte" und nicht um Trinkwassergrenzwerte.

Insgesamt wurden bei dieser Bewertung 122 der 181 Substanzen der gemeinsamen grenzüberschreitenden Liste 2024 berücksichtigt.

Bestimmte Substanzen, die über europäische oder nationale Trinkwassergrenzwerte verfügen, wurden nicht in diese Analyse einbezogen. Dabei handelt es sich um fünf physikalische Parameter (Leitfähigkeit, Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffsättigung, Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff) und zwei metallische Spurenelemente (Eisen und Mangan). Diese Parameter und Verbindungen sind überwiegend natürlichen Ursprungs und/oder beeinträchtigen die Wasserqualität für die Trinkwassergewinnung nicht direkt. Sie lassen sich durch einfache Aufbereitungsverfahren leicht entfernen bzw. kontrollieren und werden häufig nur als Indikatoren betrachtet.

Die 122 berücksichtigten Substanzen sind:
- 7 Haupt- und Nebenionen, die zur Gruppe der physikalisch-chemischen Parameter gehören
- 14 metallische Spurenelemente und Halbmetalle
- 70 Pflanzenschutzmittel (Wirkstoffe und relevante und nicht relevante Metaboliten)
- 20 PFAS der „Summe PFAS-20"
- 8 LHKW
- 1 aromatischer Kohlenwasserstoff (Benzol)
- EDTA
- Perchlorat.

Unter Berücksichtigung der Stoffe mit individuellen und/oder summierten Schwellenwerten (z. B. Summe PFAS-20, die 20 PFAS umfasst) ergibt sich eine Gesamtzahl von 103 Parametern (im Sinne der Verordnung).

Die Liste dieser Substanzen und der Schwellenwerte, die als gemeinsame Kriterien für die Trinkwasserqualität gelten, befindet sich in **Tabelle 5.16**.

Situation générale

Cette analyse est réalisée sur 1497 points de mesure à l'échelle transfrontalière.

Sur l'ensemble de la zone d'étude, 58,7 % des points de mesure montrent au moins un dépassement des critères communs de potabilité.

Par ailleurs, 7,5 % des points de mesure présentent au moins un dépassement d'un seuil d'alerte (**Figure 5.46**).

D'une région partenaire à l'autre, le taux de dépassement des critères communs de potabilité apparaît peu variable, allant de 48,9 % en Alsace à 68,7 % pour la Hesse.

La proportion de points de mesure où la qualité de l'eau n'est pas dégradée par le dépassement des limites communes de qualité ou du seuil d'alerte s'étend de 26,1 % en Hesse à 42,9 % en Alsace.

Dans l'ensemble, la répartition spatiale des points de mesure où les critères communs de potabilité de ne sont pas respectés est assez homogène et concerne l'intégralité de la nappe phréatique rhénane (**Carte 5.21**).

La partie nord de l'aquifère, à l'aval hydraulique d'une ligne recoupant la ville de Neustadt a.d Weinstrasse et celle de Karlsruhe, apparaît tout de même plus touchée. Au nord de Spire, l'eau de la quasi-totalité des points de mesure échantillonnés ne satisfait pas les critères communs de qualité.

Cette situation est provoquée par la forte influence des activités anthropiques sur ce secteur. Au niveau local, un ou plusieurs facteurs tels que de faibles taux de recharge, de faibles taux de dilution une faible épaisseur de la zone non saturée ou de fortes connexions avec des rivières contaminées par des micropolluants.

Au sud de l'aquifère, les secteurs impactés sont plus épars et de moindre emprise, mais demeurent bien identifiables.

En partie alsacienne de la nappe, il s'agit notamment du nord du Pliocène de Haguenau et de son pourtour sud, de la zone de bordure ouest du Fossé rhénan, de la plaine d'Alsace entre Strasbourg et Colmar, et de la vallée de la Thur au nord de Mulhouse.

Côté badois de l'aquifère, les secteurs concernés se situent de part et d'autre du Kaiserstuhl, soit de la ville de Müllheim à celle de Lahr.

Les zones caractérisées par moins de dépassements sont : le centre de la plaine d'Alsace entre Mulhouse et Colmar, la région de Fribourg-en-Brisgau, l'ouest de Strasbourg, la bordure du Rhin de Strasbourg à Karlsruhe, et le sud-ouest de Francfort.

Allgemeine Lage

Diese Untersuchung wurde an einem grenzüberschreitenden Messnetz von 1.497 Messstellen durchgeführt.

Im gesamten Untersuchungsgebiet wiesen 58,7 % der Messstellen mindestens eine Überschreitung der gemeinsamen Kriterien für die Trinkwasserqualität auf.

An 7,5 % der Messstellen wurde mindestens eine Warnwertüberschreitung nachgewiesen (**Abbildung 5.46**).

Die Überschreitungshäufigkeit der gemeinsamen Trinkwasserkriterien variierte in den Partnerregionen wenig und reichte von 48,9 % im Elsass bis zu 68,7 % in Hessen.

Der Anteil der Messstellen, an denen die Wasserqualität nicht durch Überschreitung der gemeinsamen Qualitätsgrenzwerte oder des Warnwertes beeinträchtigt ist, reichte von 26,1 % in Hessen bis 42,9 % im Elsass.

Die Messstellen, an denen die gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität nicht eingehalten wurden, waren recht homogen über das gesamte Grundwasservorkommen des Oberrheingrabens verteilt (**Karte 5.21**).

Der nördliche Teil des Grundwasserleiters stromabwärts einer durch Neustadt a. d. Weinstraße und Karlsruhe verlaufenden Linie scheint jedoch stärker von Überschreitungen betroffen zu sein. Nördlich von Speyer erfüllte das Grundwasser an fast allen Messstellen die gemeinsamen Qualitätskriterien nicht.

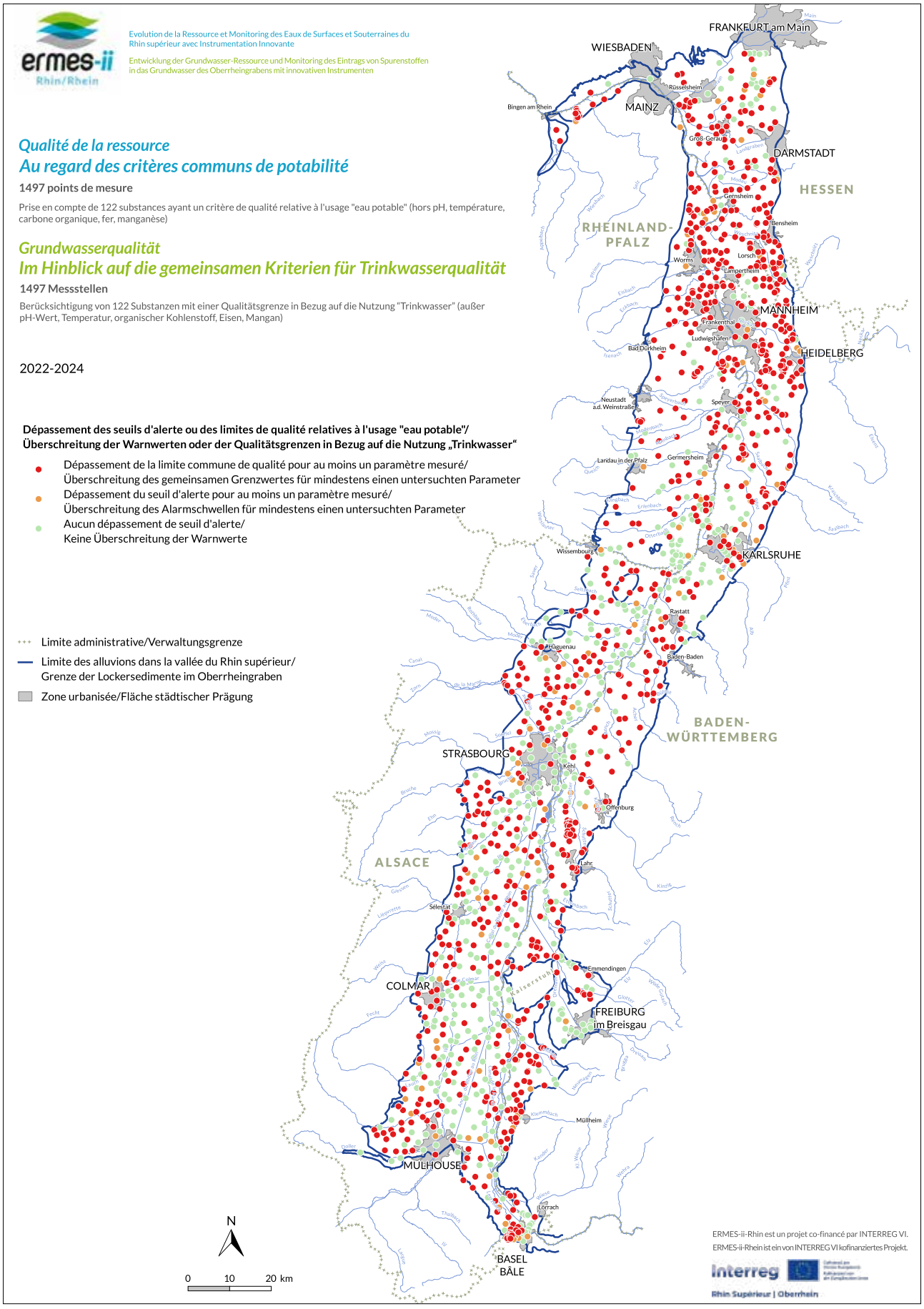
Diese Situation ist auf den starken Einfluss anthropogener Aktivitäten in diesem Gebiet zurückzuführen. Lokal erhöhen ein oder mehrere Faktoren wie geringe Neubildungsraten, geringe Verdünnungsraten, geringe Mächtigkeit der ungesättigten Zone oder starke Interaktionen mit durch Mikroverunreinigungen belasteten Flüssen die Anfälligkeit des Grundwassers.

Im Süden des Grundwasserleiters sind die betroffenen Gebiete verstreuter und weniger ausgedehnt, aber dennoch gut erkennbar.

Im elsässischen Teil des Grundwassersystems handelt es sich insbesondere um den nördlichen Teil des Pliozäns der Haguenauer Terrasse und deren südlichen Rand, den westlichen Randbereich des Oberrheingrabens, die elsässische Ebene zwischen Straßburg und Colmar sowie das Thur-Tal nördlich von Mulhouse.

Auf der baden-württembergischen Seite des Grundwasserleiters liegen die betroffenen Gebiete beiderseits des Kaiserstuhls zwischen den Städten Müllheim und Lahr.

Die Gebiete mit den wenigsten Überschreitungen sind die zentralelsässische Tiefebene zwischen Mulhouse und Colmar, die Region Freiburg im Breisgau, der Westen von Straßburg, das Rheinumland von Straßburg bis Karlsruhe und der Südwesten von Frankfurt.



Carte 5.21 : Qualité des eaux souterraines au regard des critères communs de potabilité

Karte 5.21: Grundwasserqualität im Hinblick auf die gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität

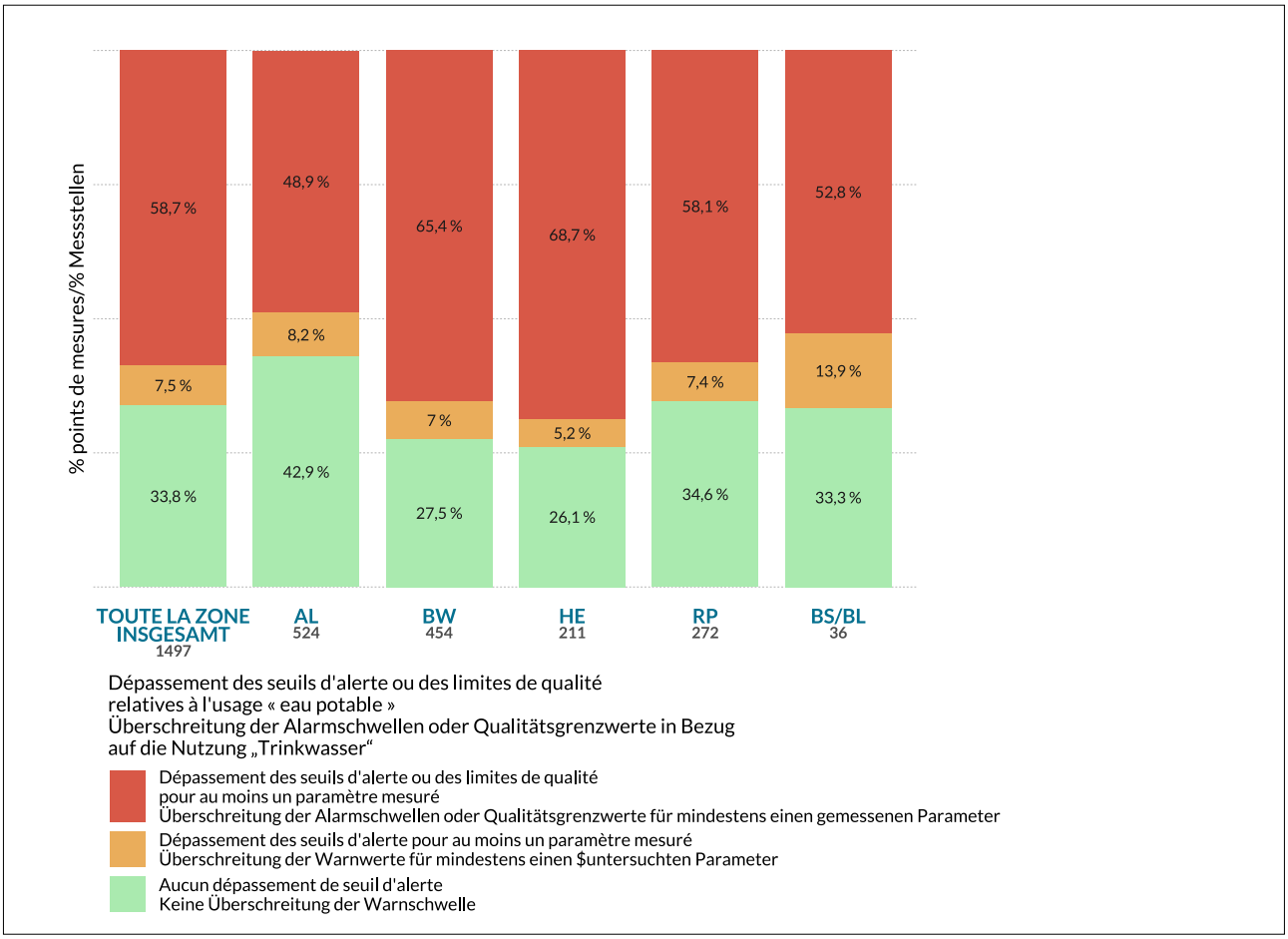


Figure 5.46 : Fréquences de dépassement des critères communs de potabilité par région partenaire

Abbildung 5.46: Häufigkeit der Überschreitung der gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität

Paramètres et familles de substances entraînant le plus de dépassements des limites communes de qualité

Au sein des 103 paramètres qui regroupent au total 122 substances, 64 paramètres (62,1 %) présentent des dépassements sur au moins un point de mesure.

Les familles de substances contribuant le plus significativement à la pollution des eaux souterraines du fossé rhénan sont les pesticides (notamment leurs métabolites), les ions majeurs et mineurs (en particulier les nitrates) et les PFAS (**Figure 5.47**).

La famille des pesticides est la plus impactante. Elle entraîne des dépassements de limites communes de potabilité sur 674 de 1 340 points de mesure (soit 50,3 %), avec une forte incidence des métabolites.

Dans le classement des substances dégradant le plus la qualité des eaux souterraines, les trois premières places sont occupées par des pesticides, de manière individuelle ou par leur somme totale (**Figure 5.48**) : la chloridazone desphényl (31 % de points avec dépassement), la somme des pesticides (substances actives et métabolites pertinents) (24,2 %) et le N,N-diméthylsulfamide (DMS) (18,1 %).

Parametern und Stoffgruppen mit den meisten Überschreitungen der gemeinsamen Qualitätsgrenzwerte

Von den 103 Parametern, die insgesamt 122 Stoffe umfassen, weisen 64 Parameter (62,1 %) an mindestens einer Messstelle Überschreitungen auf.

Die Stoffgruppen, die am stärksten zu der Grundwasserverschmutzung im Oberrheingraben beitragen, sind Pflanzenschutzmittel (insbesondere deren Metaboliten), Haupt- und Nebenionen (insbesondere Nitrat) und PFAS (**Abbildung 5.47**).

Die Gruppe der Pflanzenschutzmittel hat die größten Auswirkungen. Sie führte an 674 der 1.340 Messstellen (50,3 %) zu Überschreitungen der gemeinsamen Trinkwassergrenzwerte, wobei Metaboliten eine große Rolle spielten.

Auf der Rangliste der Substanzen, die die Grundwasserqualität am stärksten beeinträchtigen, liegen drei Pflanzenschutzmittel einzeln oder in der Summe vorn (**Abbildung 5.48**): Chloridazon-Desphenyl (31 % der Messstellen mit Überschreitung), Summe der Pflanzenschutzmittel (Wirkstoffe und relevante Metaboliten) (24,2 %) und N,N-Dimethylsulfamid (DMS) (18,1 %).

Plus globalement, 16 pesticides (somme des substances comprise) figurent parmi les 23 paramètres pour lesquels le taux de dépassement est supérieur à 1 %.

Les paramètres inorganiques (parmi ceux classés comme paramètres physico-chimiques dans cet état des lieux) se placent au deuxième rang des familles de substances entraînant le plus de dépassements des critères communs de potabilité (sur 24,6 % des points de mesure).

Les nitrates induisent des dépassements sur 14,5 % des points de mesure, et figurent au quatrième rang du classement général des critères de qualité.

Les PFAS, via le paramètre « somme 20 PFAS », engendrent une dégradation de la qualité de la ressource en eau sur 8,6 % des points de mesure. Ce paramètre est en septième position du classement global.

Les dépassements simultanés de critères communs de potabilité par plusieurs familles de paramètres parmi les pesticides, les ions et les PFAS concernent 300 points de mesure, soit 20,0 % du réseau de mesure transfrontalier (**Figure 5.49**).

Parmi ces 300 points de mesure, 235 sont impactés par les dépassements de critères communs concomitants pour les paramètres inorganiques et de pesticides.

Le maximum de familles de polluants concernés par des dépassements est de quatre, sur trois points de mesure. Deux points alsaciens sont impactés par les pesticides, les ions majeurs et mineurs, les PFAS et les éléments métalliques tandis qu'un point hessois est impacté à la fois par les pesticides, les PFAS, les éléments traces métalliques et les COHV.

Von den 23 Parametern, deren Überschreitungshäufigkeit über 1 % lag, waren insgesamt 16 Pflanzenschutzmittel (einschließlich der PSM-Summe).

An zweiter Stelle der Stoffgruppen mit den häufigsten Überschreitungen der gemeinsamen Kriterien für die Trinkwasserqualität standen die anorganischen Parameter (die in dieser Bestandsaufnahme als physikalisch-chemische Parameter eingestuft wurden) mit 24,6 % der Messstellen.

Nitrat führte an 14,5 % der Messstellen zu Überschreitungen und stand damit an vierter Stelle der Überschreitungshäufigkeit.

PFAS führten durch den Parameter „Summe PFAS-20" an 8,6 % der Messstellen zu einer Verschlechterung der Grundwasserqualität. Dieser Parameter stand an siebter Stelle der Gesamtbewertung.

An 300 Messstellen (20 %) des grenzüberschreitenden Messnetzes, wurden die Trinkwasserkriterien von mehreren Parametergruppen überschritten, darunter Pflanzenschutzmittel, Ionen und PFAS (**Abbildung 5.49**).

An 235 dieser 300 Messstellen wurden die gemeinsamen Kriterien sowohl durch anorganische Parameter als auch durch Pflanzenschutzmittel überschritten.

Die meisten Überschreitungen mit vier Stoffgruppen wiesen drei Messstellen auf: zwei Messstellen im Elsass mit Pflanzenschutzmitteln, physikalisch-chemischen Parametern, PFAS und metallischen Spurenelementen sowie eine Messstelle in Hessen mit Pflanzenschutzmitteln, PFAS, metallischen Spurenelementen und LHKW.

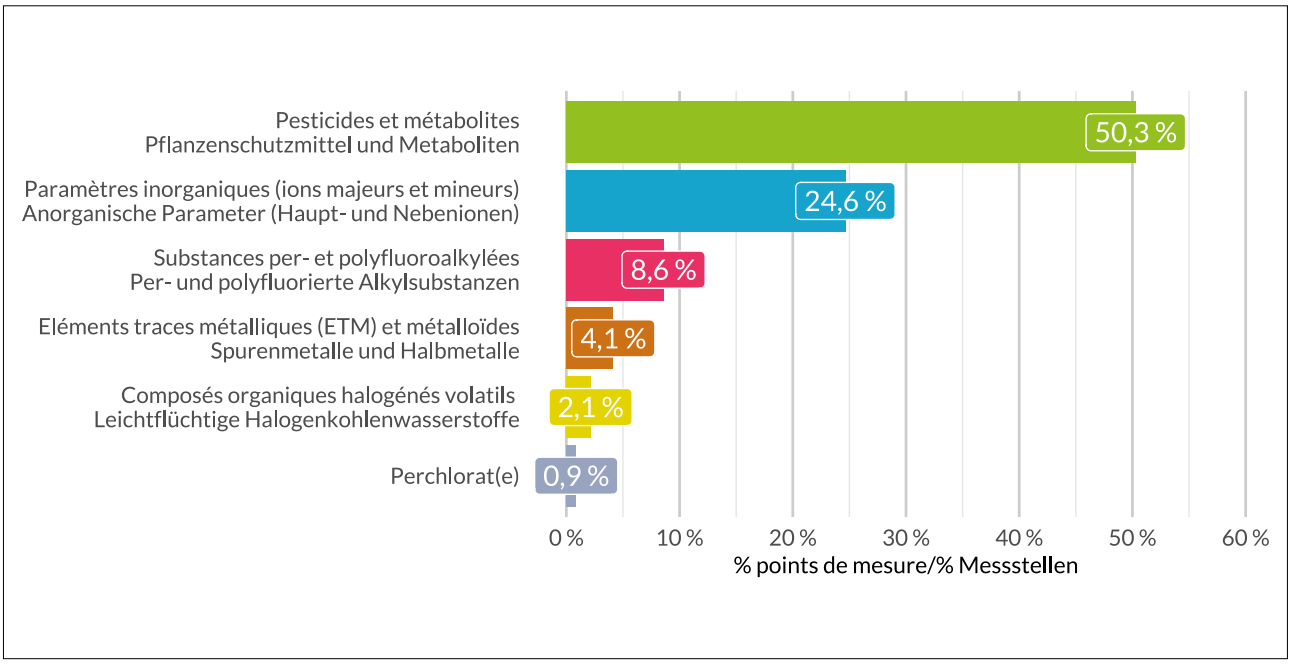


Figure 5.47 : Pourcentage de points de mesure dépassant les critères communs de potabilité par famille de substances

Abbildung 5.47: Anteil der Messstellen pro Stoffgruppe, die die gemeinsamen Qualitätskriterien überschreiten

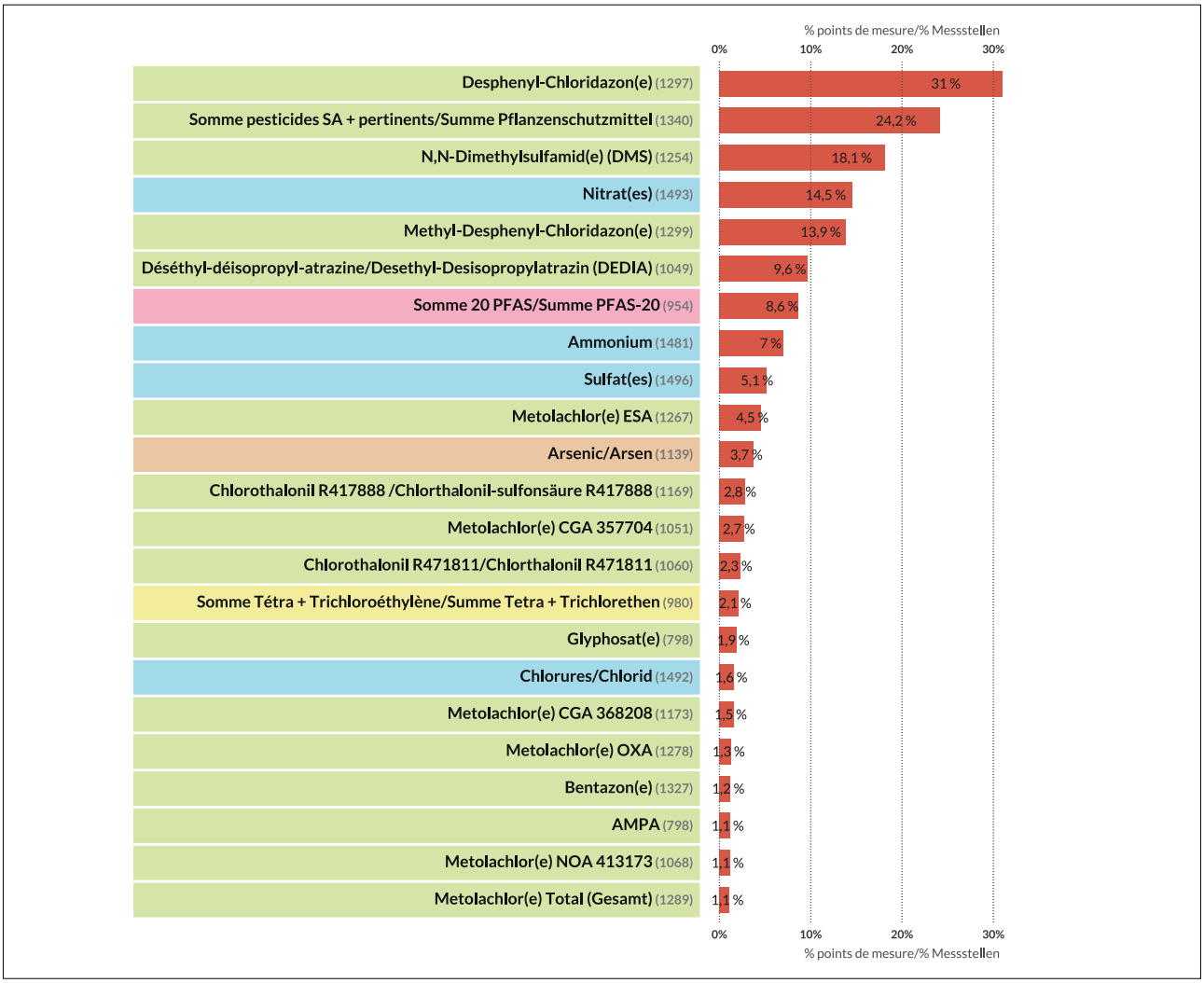


Figure 5.48 : Fréquence de dépassement des critères communs de potabilité par paramètre déclassant concernant au moins 1 % des points de mesure. Le taux est donné par rapport au réseau de mesure par paramètre.

Abbildung 5.48 : Überschreitungshäufigkeit der gemeinsamen Kriterien für die Trinkwasserqualität pro Parameter mit Überschreitungen an mindestens 1 % der Messstellen. Der Prozentsatz bezieht sich auf das Messnetz des jeweiligen Parameters.

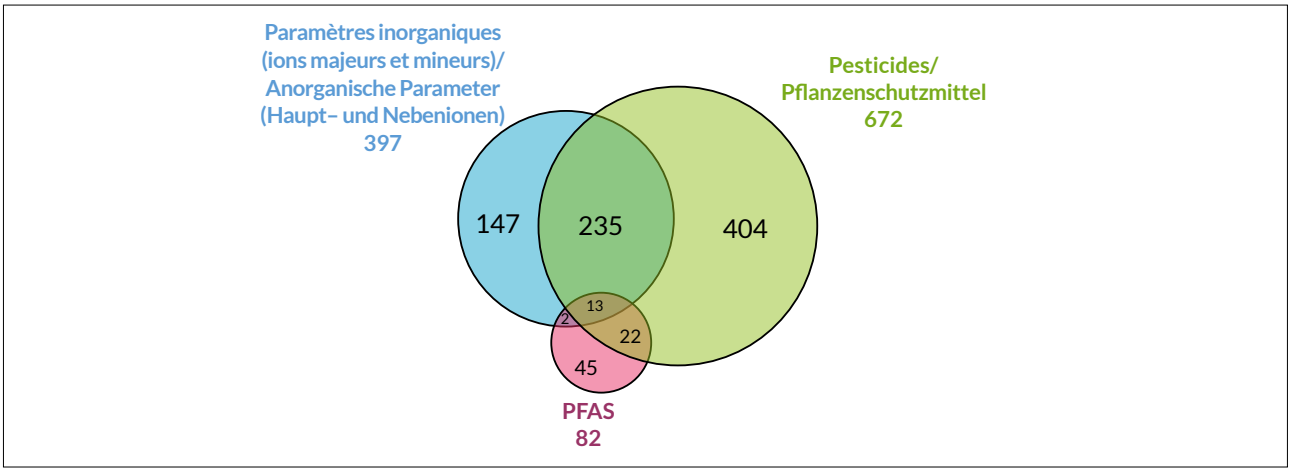


Figure 5.49 : Nombre de points dépassant les critères communs de potabilité pour les trois familles de paramètres induisant le plus de dépassement de valeur seuil

Abbildung 5.49: Anzahl der Messstellen, die die gemeinsamen Trinkwasserkriterien für die drei Stoffgruppen überschreiten, die am häufigsten zu einer Überschreitung der Schwellenwerte führen

5.10.2.2. Qualité des eaux souterraines au regard des critères communs de potabilité et des valeurs guides à orientation sanitaire

Liste des substances prises en compte

Cette analyse ajoute aux 122 substances soumises aux normes communes relatives à l'eau potable évaluées au **§ 5.10.2.1**, les 37 substances qui, à date, possèdent des valeurs guides à orientation sanitaire. Ces valeurs font référence à des valeurs sanitaires allemandes (GOW et LW), à une valeur de recommandation de l'EFSA fixée pour quatre PFAS cibles (paramètre « Somme 4 PFAS »), et à des valeurs cibles de l'IAWR.

Cette approche inclut au total 159 substances. Il convient de noter que quatre PFAS sont pris en compte deux fois, soit à travers la « somme 20 PFAS » et la « somme 4 PFAS ».

Les 37 substances supplémentaires considérées sont :
- quatre PFAS du paramètre « Somme 4 PFAS » (ces derniers étant également inclus dans la somme des 20 PFAS) ;
- 2 PFAS non inclus dans les paramètres « Somme 20 PFAS » et « Somme 4 PFAS » ;
- le TFA ;
- 27 substances pharmaceutiques ;
- 1 édulcorant (acésulfame) ;
- 1 COHV ;
- le benzotriazole.

Au total, ces 37 substances sont prises en compte via 34 paramètres (réunion de 4 PFAS dans le paramètre « Somme 4 PFAS »).

La liste des substances et des valeurs seuils transfrontalières prises en compte comme critères communs pour cette approche, sont présentées dans le **Tableau 5.16**.

Situation générale

Cette analyse est, comme précédemment, réalisée sur 1 497 points de mesure à l'échelle transfrontalière.

La prise en compte de 37 paramètres supplémentaires exacerbe légèrement la dégradation de l'état qualitatif des eaux brutes de la nappe du Rhin. Le taux de points de mesure concernés par le dépassement des critères communs pour au moins une substance est de 61,2 % (contre 58,7 % suivant l'approche précédente) (**Figure 5.50**).

Cette légère augmentation du taux de points dégradés est observée pour les parties alsacienne (51,9 %), badoise (67,2 %) et hessoise (70,6 %) de la nappe rhénane, avec des variations comprises entre +1,8 et+3,0 %. En Rhénanie-Palatinat, la situation stagne à 58,1 %.

En revanche, pour la partie suisse de l'aquifère, l'ajout de ces paramètres supplémentaires entraîne une élévation remarquable de la part de points de mesure impactés par un ou plusieurs dépassements de critères communs, en passant de 52,8 % à 88,9 %.

5.10.2.2. Grundwasserqualität im Hinblick auf die gemeinsamen Trinkwasserkriterien und die gesundheitsbezogenen Richtwerte

Liste der berücksichtigten Substanzen

Zusätzlich zu den 122 Substanzen, für die gemeinsame Trinkwassernormen gelten und die in Abschnitt **5.10.2.1** bewertet wurden, wurden 37 Stoffe untersucht, für die derzeit gesundheitsbezogene Richtwerte gelten. Diese Werte entsprechen deutschen gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) und Leitwerten (LW), einem von der EFSA festgelegten Empfehlungswert für vier PFAS (Parameter „Summe PFAS-4“) und Zielwerten der IAWR.

Diese Analyse umfasst somit 159 Substanzen. Es ist zu beachten, dass vier PFAS doppelt berücksichtigt werden, nämlich in der „Summe PFAS-20“ und in der „Summe PFAS-4“.

Die 37 zusätzlichen Substanzen sind:
- vier PFAS der „Summe PFAS-4“ (die auch in der Summe PFAS-20 enthalten sind)
- 2 PFAS, die nicht im Parameter „Summe PFAS-20” und “Summe PFAS-4“ enthalten sind
- TFA
- 27 pharmazeutische Substanzen
- 1 Süßstoff (Acesulfam)
- 1 LHKW
- Benzotriazol.

Insgesamt werden diese 37 Stoffe anhand von 34 Parametern berücksichtigt (Zusammenfassung von 4 PFAS über den Parameter „Summe PFAS-4”).

Tabelle 5.16 enthält eine Liste der Substanzen und grenzüberschreitenden Schwellenwerte, die bei dieser Analyse als gemeinsame Kriterien berücksichtigt wurden.

Allgemeine Lage

Diese Analyse wurde wie zuvor an 1.497 Messstellen im grenzüberschreitenden Untersuchungsgebiet durchgeführt.

Aufgrund der 37 zusätzlich untersuchten Parameter verschlechtert sich die Qualität des Grundwassers leicht. Der Anteil der Messstellen, an denen die gemeinsamen Kriterien für mindestens einen Stoff überschritten wurden, beträgt 61,2 %. (gegenüber 58,7 % nach dem ersten Analyseansatz) (**Abbildung 5.50**).

Dieser leichte Anstieg der Anzahl der Messstellen mit Überschreitungen betrifft den elsässischen (51,9 %), baden-württembergischen (67,2 %) und hessischen (70,6 %) Teil des Oberrheingrabens mit Variationen zwischen +1,8 und +3,0 %. In Rheinland-Pfalz lag der Anteil unverändert bei 58,1 %.

Im Schweizer Teil des Grundwassersleiters hingegen führten diese zusätzlichen Parameter zu einem beträchtlichen Anstieg des Anteils der Messstellen, die von einer oder mehreren Überschreitungen der gemeinsamen Kriterien betroffen sind (von 52,8 % auf 88,9 %).

Les dépassements d'au moins un seuil d'alerte restent stables d'une région à l'autre, sauf pour la zone suisse du périmètre où cette part régresse (cette régression n'est pas positive puisqu'elle reflète une migration des points de mesure de classe orange vers la classe rouge).

Les secteurs dont la qualité des eaux souterraines est dégradée sont sensiblement les mêmes que dans l'approche précédente (**§ 5.10.2.1**). Sur l'ensemble de la zone d'étude, 37 points de mesure supplémentaires (+2,5 %) présentent un dépassement de seuil. Ils sont répartis de manière dispersée, sauf pour le secteur suisse où ils sont regroupés, en raison de la dimension réduite de la zone d'étude.

Carte de la qualité des eaux souterraines au regard des critères communs de potabilité et relatifs aux valeurs guides à orientation sanitaires en ligne

Die Anzahl der Überschreitungen von mindestens einem Warnwert blieb in den verschiedenen Projektgebieten weitestgehend stabil, mit Ausnahme der Schweizer Kantone, wo dieser Anteil zurückging (dieser Rückgang ist nicht positiv, da er eine Verschiebung der Messstellen von der Klasse Orange zur Klasse Rot widerspiegelt)

Die Gebiete, deren Grundwasserqualität beeinträchtigt ist, sind weitestgehend dieselben wie bei dem ersten Analyseansatz (**Abschnitt 5.10.2.1**). Im gesamten Untersuchungsgebiet überschritten 37 weitere Messstellen (+2,5 %) den Schwellenwert. Sie waren über das Untersuchungsgebiet verstreut, mit Ausnahme der Schweiz, wo sie aufgrund der geringen Größe des Untersuchungsgebiets gruppiert sind.

Karte der Grundwasserqualität im Hinblick auf die gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität und die gesundheitsbezogenen Richtwerte online

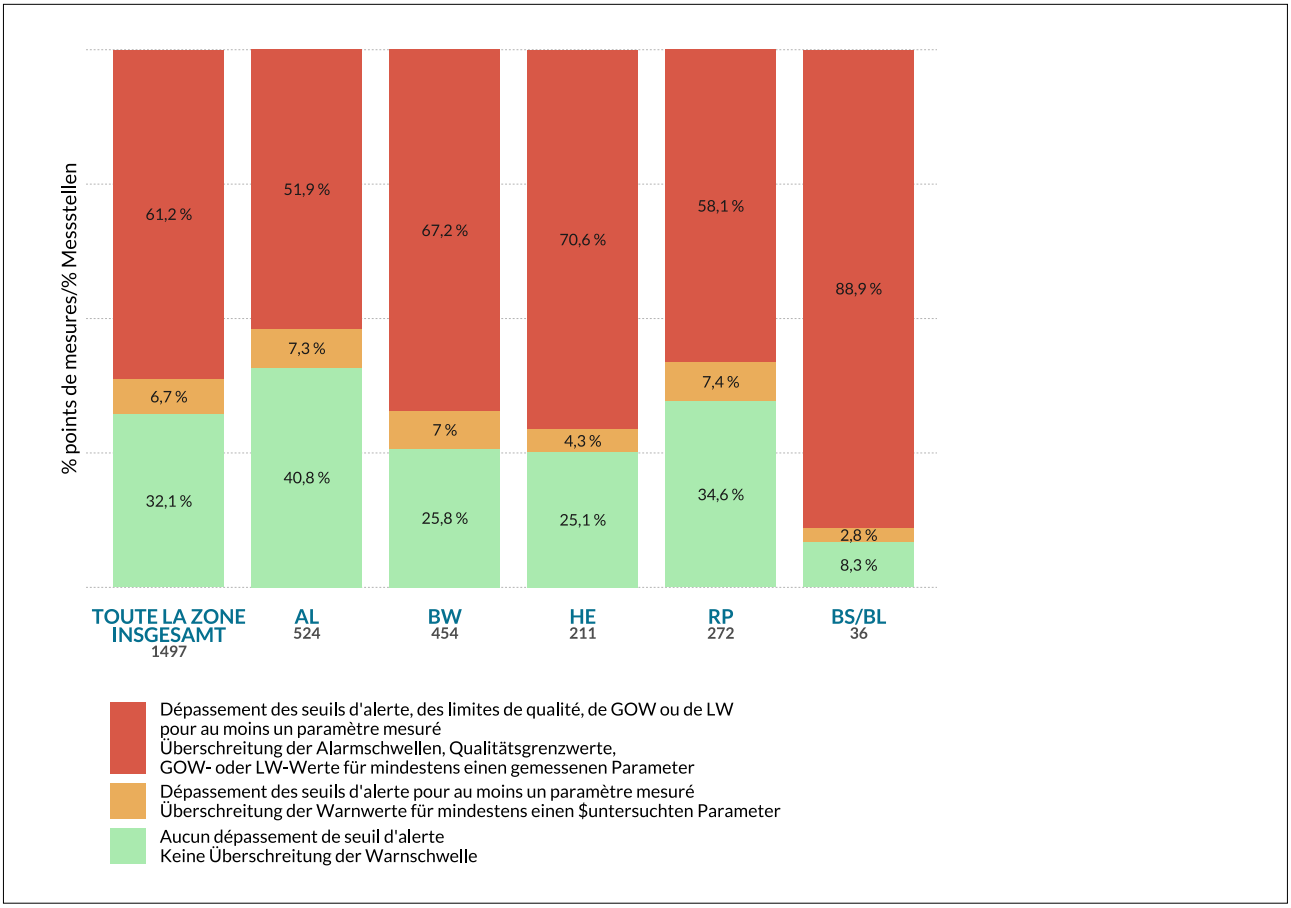


Figure 5.50 : Fréquences de dépassement des critères communs de potabilité et/ou relatifs aux autres valeurs de référence par région partenaire

Abbildung 5.50: Überschreitungshäufigkeit der gemeinsamen Qualitätskriterien und gesundheitsbezogenen Richtwerte nach Region

Paramètres et familles de substances entraînant le plus de dépassements des valeurs guide ou de recommandation à orientation sanitaire

Parmi les 34 paramètres ajoutés, 12 (35,3 %) présentent des dépassements de leur valeur seuil transfrontalière (individuellement et/ou par leur somme). Au total, 77 substances parmi les 159 (48,4 %) sont concernées par des dépassements de valeurs seuils transfrontalières considérées comme critères communs.

Le paramètre « somme 4 PFAS » comprenant les quatre PFAS cibles de l'EFSA, est le critère commun entraînant le plus fréquemment une détérioration de la qualité de l'eau (14,5 % des points analysés).

Dans le classement de l'ensemble des substances disposant de valeurs limites communes de qualité (**Figure 5.51**) et/ou de valeurs guides à orientation sanitaires, la « somme 4 PFAS » se range au cinquième rang, trois rangs devant le paramètre « somme 20 PFAS ».

En Suisse, c'est ce paramètre qui aggraverait considérablement l'état de la qualité des eaux souterraines par rapport à la prise en compte uniquement des critères réglementaires de la première approche (**cf. partie 5.10.2.1**).

La carbamazépine, avec un taux de 1,2 %, se classe au deuxième rang des substances induisant le plus de dépassements des critères communs pour le groupe des 37 composés disposant uniquement de valeurs guides à orientation sanitaire.

Les dix autres paramètres (non visibles sur la **Figure 5.51**) concernés par des dépassements de valeurs guides sanitaires présentent des taux très faibles (< 1 %). Il s'agit de neuf substances pharmaceutiques et d'un PFAS (6:2FTSA).

5.10.3.

Comparaison des résultats ERMES 2016 / ERMES-ii 2024 au regard des critères communs de potabilité

La comparaison des résultats entre 2016 et 2024 est réalisée :

- sur les 1 258 points de mesure communs aux deux campagnes ;
- pour les 107 substances communes aux deux campagnes (**Tableau 5.16**) ;
- sur une liste identique de substances par point de mesure ;
- sur les substances soumises à une valeur seuil transfrontalière relative à l'eau potable ;
- en appliquant, pour les résultats 2016 et 2024, les valeurs seuils transfrontalières en vigueur à date de 2024 ;
- sans tenir compte des paramètres suivants : conductivité, température de l'eau, pH, saturation en oxygène, carbone organique total, fer et manganèse (raisons motivées en **partie 5.10.2.1**).

Parameter und Stoffgruppen mit den meisten Überschreitungen der gesundheitsbezogenen Richtwerte oder Empfehlungen

12 der 34 zusätzlichen Parameter (35,3 %) lagen über 10 der 33 zusätzlichen Parameter (30,3 %) (einzeln und/oder in ihrer Summe). Insgesamt waren 77 der 159 Substanzen (48,4 %) von Überschreitungen der als gemeinsame Kriterien betrachteten grenzüberschreitenden Schwellenwerte betroffen.

Der Parameter „Summe PFAS-4", der die vier PFAS-Zielstoffe der EFSA umfasst, das gemeinsame Kriterium, das am häufigsten zu einer Verschlechterung der Wasserqualität führt (14,5 % der untersuchten Messstellen).

In der Rangliste der Substanzen, die über gemeinsame Qualitätsgrenzwerte (**Abbildung 5.51**) und/oder gesundheitsbezogene Richtwerte verfügen, belegt die „Summe PFAS-4" den fünften Platz, drei Plätze vor dem Parameter „Summe PFAS-20".

Bei alleiniger Berücksichtigung der gesetzlichen Vorschriften des ersten Ansatzes verschlechterte dieser Parameter die Grundwasserqualität im Schweizer Untersuchungsgebiet erheblich (**s. Abschnitt 5.10.2.1**).

Carbamazepin steht mit einem Anteil von 1,2 % an zweiter Stelle der Substanzen, die am häufigsten zu einer Überschreitung der gemeinsamen Kriterien für die Gruppe der 37 Verbindungen führen, für die nur gesundheitsbezogene Richtwerte vorliegen.

Die zehn anderen Parameter (in **Abbildung 5.51** nicht sichtbar), bei denen die gesundheitsbezogenen Richtwerte überschritten wurden, wiesen nur sehr geringfügige Überschreitungen des Schwellenwertes auf (< 1 % der Messstellen). Dabei handelte es sich um neu pharmazeutische Substanzen und eine PFAS (6:2FTSA).

5.10.3.

Vergleich der Ergebnisse ERMES 2016 / ERMES-ii 2024 hinsichtlich der gemeinsamen Trinkwasserkriterien

Der Vergleich der Ergebnisse von 2016 und 2024 wurde durchgeführt:

- an 1.258 konsistenten Messstellen der beiden Projekte
- für die 107 konsistenten Stoffe beider Projekte (**Tabelle 5.16**)
- anhand einer identischen Stoffliste pro Messstelle
- für Stoffe, die über einen grenzüberschreitenden Schwellenwert in Bezug auf die Trinkwasserqualität verfügen
- unter Berücksichtigung der 2024 angewandten grenzüberschreitenden Schwellenwerte für die Ergebnisse 2016 und 2024
- ohne Berücksichtigung folgender Parameter: Leitfähigkeit, Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffsättigung, gesamter organischer Kohlenstoff, Eisen und Mangan (Begründung in **Abschnitt 5.10.2.1**).

À noter que les résultats de l'inventaire transfrontalier de 2009 n'ont pas été pris en compte dans cette analyse, car cela aurait fortement diminué le nombre de paramètres communs. Entre l'état des lieux transfrontaliers de 2009, et ceux de 2016 et 2024, le nombre de paramètres analysés a fortement augmenté, limitant de facto la pertinence d'une comparaison à liste identique de paramètres.

Cartes de la situation 2016 et 2024 de la qualité des eaux souterraines suivant les critères communs de potabilité de 2024 (valeurs limites pour l'eau potable)

Es sei darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme von 2009 in diesem Vergleich nicht berücksichtigt wurden, da sich die Anzahl der gemeinsamen Parameter sonst stark reduziert hätte. Zwischen der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme von 2009 und den Untersuchungen von 2016 und 2024 kamen zahlreiche Parameter hinzu, sodass ein Vergleich mit einer identischen Parameterliste de facto weniger aussagekräftig gewesen wäre.

Karten zur Situation der Grundwasserqualität 2016 und 2024 gemäß den gemeinsamen Qualitätskriterien von 2024 (Trinkwassergrenzwerte)

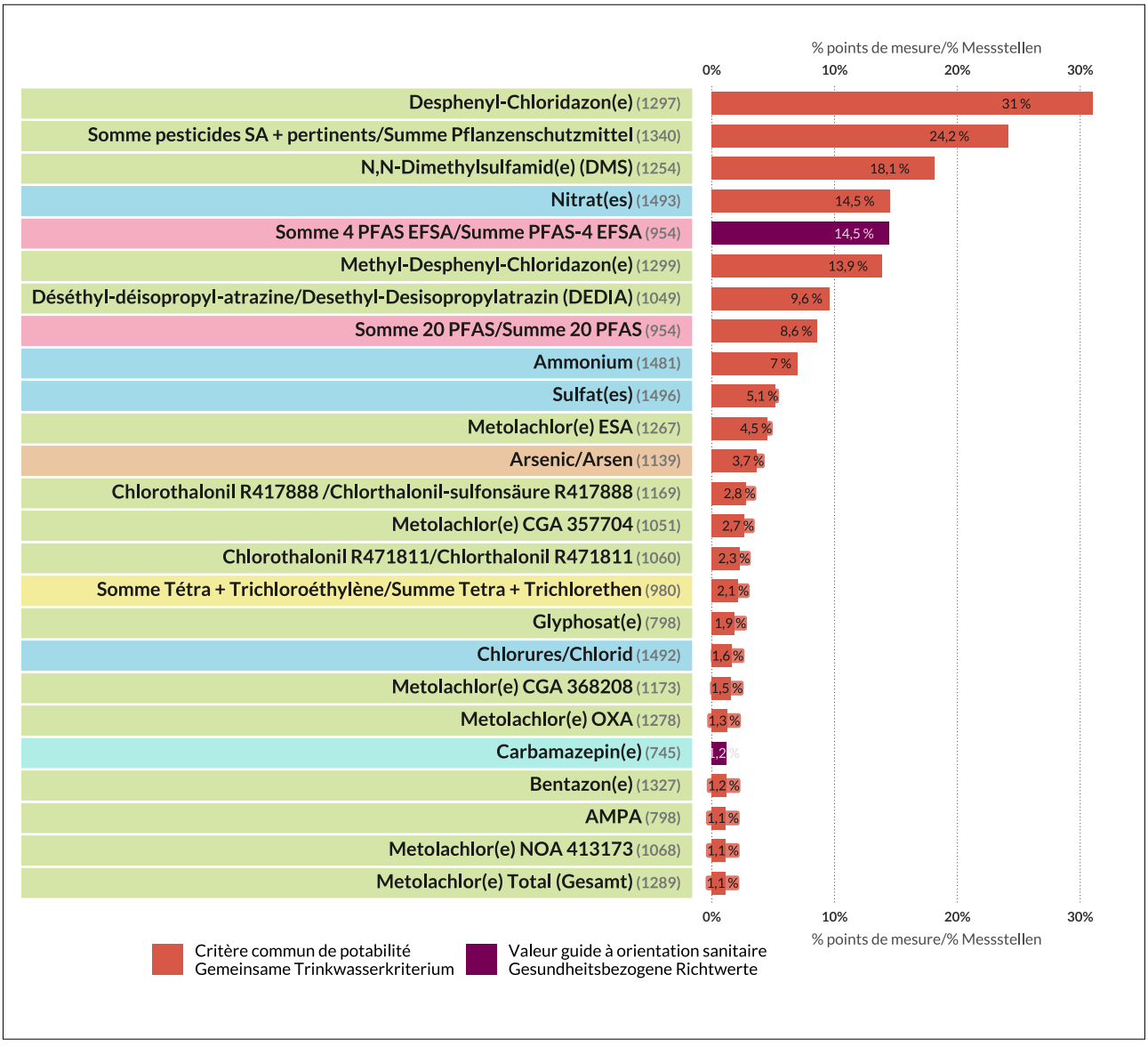


Figure 5.51 : Fréquence de dépassement des critères communs de potabilité et/ou relatifs aux valeurs guides à d'orientation sanitaire, par paramètre. Le taux est donné par rapport au réseau de mesure par paramètre.

Abbildung 5.51: Überschreitungshäufigkeit der gemeinsamen Kriterien für Trinkwasserqualität und der gesundheitsbezogenen Richtwerte nach Parameter. Der Messstellenanteil bezieht sich auf das Messnetz pro Parameter und nicht auf die Gesamtzahl der Messstellen.

Une sensible diminution (-2,3 %) du nombre de points de mesure dépassant les limites de qualité communes pour au moins un paramètre est observée entre 2016 et 2024, en passant de 58,6 % à 56,3 % (**Figure 5.52**).

Une tendance à la baisse similaire est enregistrée en Alsace (de 54,8 en 2016 à 49,9 % en 2024), au Bade-Wurtemberg (de 68,6 à 65,5 %) et en Rhénanie-Palatinat (de 73,9 à 70,3 %).

En revanche, une tendance à la dégradation apparaît, de manière mesurée en Hesse (de 58,3 à 59,5 %) et, de manière notable pour les cantons suisses (de 17,9 à 25 %), imputable aux PFAS.

Le nombre de points de mesure dépassant le seuil d'alerte pour au moins un paramètre mesuré d'une campagne de mesure à l'autre diminue très légèrement (-1 %).

Le nombre de points qui ont changé de classe entre les deux campagnes est notable. 145 points de mesure (11,5 %) qui ne satisfaisaient pas les critères communs de qualité en 2016 pour au moins un paramètre, sortent de ce statut en 2024. À l'inverse, un dépassement en 2024 apparaît sur 110 points (8,7 %) non concernés en 2016.

C'est en Alsace que ces types de variations, dans un sens ou dans l'autre, sont les plus importantes : 17,4 % en situation d'amélioration et 13,1 % en situation de dégradation. L'évolution des concentrations en pesticides explique la plupart de ces variations, quel que soit le sens.

Dans les Länder allemands, ces variations sont moins marquées et sont comprises entre 0 et 10 %.

Dans les cantons suisses, 11 % (4 points) sont en situation de dégradation et 5,5 % (2 points) en situation d'amélioration.

Zwischen 2016 und 2024 sank die Anzahl der Messstellen mit Überschreitungen von mindestens einem Parameter von 58,6 % auf 56,3 % (-2,3 %) (**Abbildung 5.52**).

Einen vergleichbaren Rückgang verzeichneten das Elsass (von 54,8 % im Jahr 2016 auf 49,9 % im Jahr 2024), Baden-Württemberg (von 68,6 % auf 65,5 %) und Rheinland-Pfalz (von 73,9 % auf 70,3 %).

Demgegenüber war in Hessen eine geringfügige Veränderung (von 58,3 % auf 59,5 %) und in den Schweizer Kantonen eine auf PFAS zurückzuführende deutliche Verschlechterung festzustellen (von 17,9 % auf 25 %).

Die Anzahl der Messstellen, die den Warnwert für mindestens einen Parameter überschritten, ging zwischen den beiden Projekten sehr leicht zurück (-1 %)

Zwischen den beiden Projekten wechselte eine bemerkenswerte Anzahl von Messstellen die Klasse. 145 Messstellen (11,5 %), die 2016 mindestens ein gemeinsames Qualitätskriterium nicht erfüllten, wurden 2024 nicht mehr in diese Klasse eingestuft. Umgekehrt kam es 2024 an 110 Messstellen (8,7 %), die 2016 nicht betroffen waren, zu einer Überschreitung.

Im Elsass waren diese Schwankungen in beide Richtungen am stärksten. 17,4 % der Messstellen wiesen eine Verbesserung und 13,1 % eine Verschlechterung auf. Die meisten dieser Schwankungen lassen sich, unabhängig von ihrer Richtung, mit den Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln erklären.

In den deutschen Untersuchungsgebieten waren diese Schwankungen weniger ausgeprägt und lagen zwischen 0 % und 10 %.

In den Schweizer Kantonen verschlechterten sich 11 % der Messstellen (4), während sich 5,5 % (2) verbesserten.

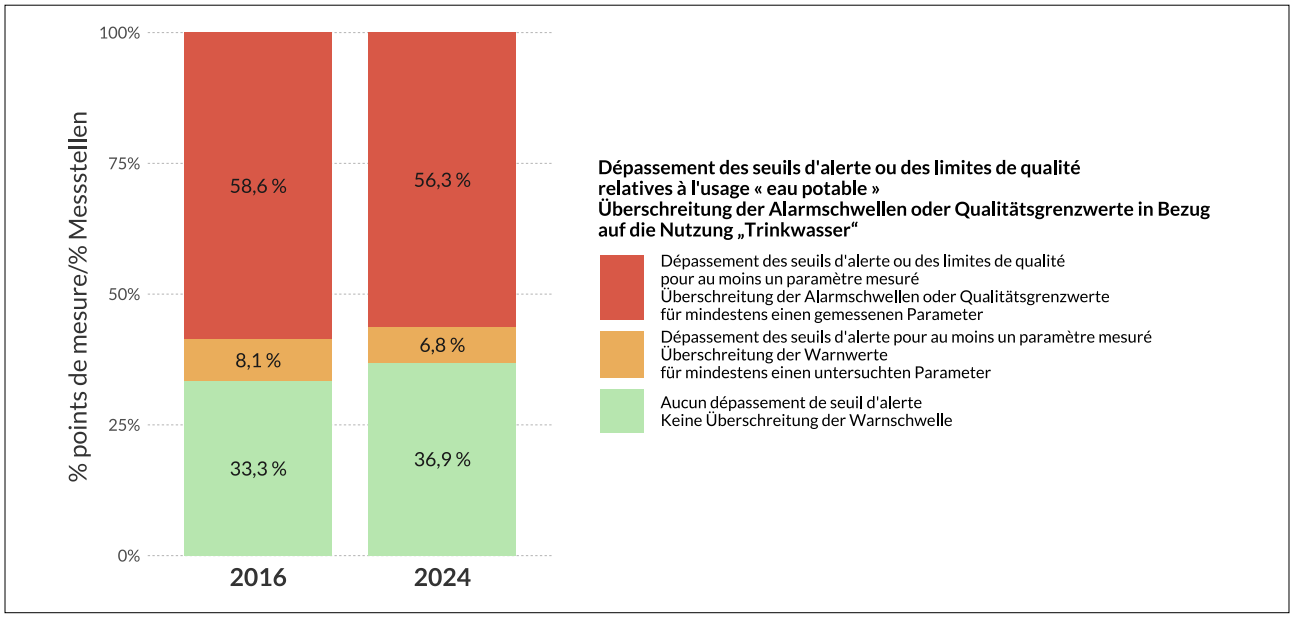


Figure 5.52 : Évolution 2016-2024 des fréquences de dépassement des valeurs seuils transfrontalières relatives aux limites de qualité pour l'eau potable.

Abbildung 5.52: Entwicklung 2016-2024 der Überschreitungshäufigkeit der grenzüberschreitenden Schwellenwerte für die Trinkwasserqualität

5.10.4.
Focus par région

Alsace

256 des 524 points de mesure alsaciens, soit près de 50 % (48,9 %), ne satisfont pas les critères communs de qualité relatifs à l'eau potable, pour au moins un des paramètres mesurés (**Figure 5.46**). Par ailleurs, 8,2 % des points de mesure montrent un dépassement du seuil d'alerte.

En nappe d'Alsace, ce sont les pesticides qui contribuent le plus à la dégradation de la ressource en eau : ils sont impliqués dans le dépassement de 201 des 256 points de mesure (77,3 %) où au moins un dépassement a été constaté.

Ensuite, les dépassements sont majoritairement liés aux paramètres inorganiques (37,7 %) via une forte contribution des nitrates (12,2 %), et aux PFAS (7,7 %).

Globalement, l'ensemble de la portion alsacienne de la nappe rhénane est impacté par les activités anthropiques (**Carte 5.21**). Peu de secteurs demeurent exempts de pollutions.

61 points de mesure cumulent un dépassement des limites de qualité communes pour plusieurs familles de paramètres. Au maximum, quatre points cumulent des dépassements conjoints en pesticides, nitrates et PFAS, auxquels s'ajoutent les métaux sur deux points.

Un panache de points avec des dépassements de plusieurs familles de paramètres se situe le long de la Thur en aval de Thann, avec une pollution connue aux PFAS, auxquels s'ajoutent des pesticides voire des nitrates. Sur le piémont vosgien entre Mulhouse et Strasbourg, de nombreux points de mesure présentent des dépassements dus aux pesticides et aux nitrates réunis.

La comparaison 2016-2023, réalisée sur 482 points de mesure et 107 paramètres communs, fait ressortir une légère baisse (-4,4 %) du taux de points de mesure dépassant les limites communes de qualité : ce taux passe de 54,8 % en 2016 à 49,9 % en 2023. Le nombre de points dépassant le seuil d'alerte baisse également (-2,5 %). Dans le détail, 13,1 % (63) des points sans dépassement en 2016 montrent une dégradation en 2023, alors que 84 points (17,4 %) dégradés en 2016 ne montrent plus de dépassement en 2023. Ces changements sont dus majoritairement aux pesticides.

En seconde approche, en considérant conjointement les 122 substances soumises aux critères communs de potabilité et celles (36 substances) faisant référence à des valeurs d'ordre sanitaire comme par exemple les GOW et LW, 272 points de mesure (51,9 %) ne satisfont pas les critères communs. Cela représente 11 points supplémentaires que via la première approche.

5.10.4.
Fokus nach Partnerregion

Elsass

256 der 524 Messstellen im Elsass, also fast 50 % (48,9 %), erfüllten bei mindestens einem der untersuchten Parameter die gemeinsamen Qualitätskriterien für Trinkwasser nicht (**Abbildung 5.46**). Darüber hinaus überschritten 8,2 % der Messstellen den Warnwert.

Im elsässischen Grundwasser tragen Pflanzenschutzmittel am stärksten zur Verschlechterung der Wasserqualität bei: Sie waren für Überschreitungen an 201 der 256 Messstellen (77,3 %) verantwortlich, an denen mindestens eine Überschreitung festgestellt wurde.

Die weiteren Überschreitungen waren aufgrund des hohen Anteils an Nitrat (12,2 %) und PFAS (7,7 %) überwiegend auf Haupt- und Nebenionen (37,7 %) zurückzuführen.

Insgesamt ist der gesamte elsässische Teil des Untersuchungsgebietes von anthropogenen Aktivitäten beeinflusst (**Karte 5.21**). Nur wenige Gebiete sind noch frei von Verschmutzungen.

An 61 Messstellen wurden die gemeinsamen Qualitätsgrenzwerte für mehrere Parametergruppen überschritten. Vier Messstellen wiesen gleichzeitig Überschreitungen bei Pflanzenschutzmitteln, Nitrat und PFAS auf, an zwei Messstellen kamen noch Metalle hinzu.

Eine Reihe von Messstellen mit Überschreitungen bei mehreren Parameterfamilien befand sich entlang der Thur unterhalb von Thann, mit einer bekannten Verschmutzung durch PFAS, zu denen Pflanzenschutzmittel sowie Nitrat hinzukamen. Im Vogesenvorland zwischen Mulhouse und Straßburg überschritten zahlreiche Messstellen gleichzeitig die Werte für Pflanzenschutzmittel und Nitrat.

Der Vergleich zwischen 2016 und 2023, der anhand von 482 Messstellen und 107 gemeinsamen Parametern durchgeführt wurde, zeigt einen leichten Rückgang (4,4 %) der Messstellen, die die gemeinsamen Qualitätsgrenzwerte überschreiten: Dieser Anteil sinkt von 54,8 % im Jahr 2016 auf 49,9 % im Jahr 2023. Auch die Anzahl der Messstellen mit Überschreitungen des Warnwertes ging zurück (-2,5 %). Im Einzelnen war 2023 bei 13,1 % (63) der Messstellen ohne Überschreitung im Jahr 2016 eine Verschlechterung festzustellen, während 84 Messstellen (17,4 %), die 2016 eine Überschreitung aufwiesen, im Jahr 2023 keine Überschreitung mehr zeigten. Diese Veränderungen sind hauptsächlich auf Pflanzenschutzmittel zurückzuführen.

Bei einem zweiten Ansatz, bei dem die 122 Substanzen, die den gemeinsamen Trinkwasserkriterien unterliegen, und diejenigen (36 Substanzen), die sich auf Gesundheitswerte wie beispielsweise GOW und LW beziehen, gemeinsam betrachtet werden, erfüllen 272 Messstellen (51,9 %) die gemeinsamen Kriterien nicht. Dies entspricht 11 Messstellen mehr als beim ersten Ansatz.

Bade-Wurtemberg

Dans le Bade-Wurtemberg, la valeur seuil pour l'eau potable est dépassée sur 65,4 % des points de mesure pour au moins un des 38 paramètres. Si l'on tient compte de tous les paramètres liés à des valeurs seuils, des recommandations et des seuils d'orientation sanitaire (GOW et LW - 43 paramètres), les dépassements concernent 67,2 % des points de mesure. Comme en 2016, la plupart des dépassements des valeurs seuils communes et des valeurs limites pour l'eau potable sont majoritairement le fait de la pollution agricole. Les métabolites qui présentent le plus grand nombre de dépassements sont principalement ceux qui ont été classés comme pertinents pour ce projet : le desphénylchloridazon avec 35,9 %, le N,N-diméthylsulfamide (DMS) avec 32,1 % et le chloridazone desphényl avec 35,9 %, le N,N-diméthylsulfamide (DMS) avec 32,1 % et le chloridazone méthyl desphényl avec 17,5 %. La somme des pesticides (25,8 %), calculée à partir de toutes les substances actives et de tous les métabolites pertinents, figure également parmi les plus forts dépassements. L'impact de l'agriculture apparaît également quand on regarde les nitrates qui dépassent la valeur seuil sur 13,7 % des points de mesure.

D'autres dépassements ont été constatés pour les paramètres « Somme 4 PFAS » et « Somme 20 PFAS » qui dépassent la valeur seuil définie dans le projet sur respectivement 10,6 % et 6,8 % des points de mesure. Les familles de substances avec des dépassements sur moins de 5 % des points de mesure sont les suivantes :

— Pesticides (substances actives et métabolites)
— Métaux (arsenic, uranium, plomb, bore et sélénium) ;
— paramètres physico-chimiques (orthophosphates, ammonium, sulfates et nitrites) ;
— COHV ;
— produits pharmaceutiques (sulfaméthoxazole et candésartan) ;
— TFA et benzotriazole.

L'application de valeurs seuils communes s'est traduite par une légère amélioration de la qualité des eaux souterraines depuis 2016. La part de points de mesure dépassant les valeurs seuils des 101 paramètres analysés en 2016 et 2023 a baissé de 68,6 % à 65,5 %. Dans le groupe le plus pollué des métabolites de produits phytosanitaires, les dépassements des valeurs limites pour le DMS et le chloridazone méthyl desphényl diminuent depuis 2016, tandis que les dépassements augmentent légèrement pour le chloridazone desphényl. Les dépassements des quatre métabolites du métolachlore, substance active interdite depuis 2023, ont également diminué. La fréquence de dépassements des seuils par les substances actives des pesticides et du métabolite, déisopropyl-déséthylatrazine, n'a que très peu évolué.

La pollution agricole des eaux souterraines par les nitrates continue de reculer depuis 2016. La concentration maximale a augmenté, mais le nombre de dépassements des

Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg wird an 65,4 % der untersuchten Grundwassermessstellen der Trinkwassergrenzwert durch mindestens einen von 38 Parametern überschritten. Werden weiter alle Parameter mit Schwellenwerten, Empfehlungen und Richtwerten (GOW und LW) berücksichtigt (43 Parameter), liegen Überschreitungen an 67,2 % der Messstellen vor. Die meisten Überschreitungen von gemeinsamen Schwellenwerten sowie Trinkwassergrenzwerten sind, wie bereits 2016, größtenteils auf Belastungen aus der Landwirtschaft zurückzuführen. Vorrangig Metaboliten, welche im Sinne dieses Projekts als relevant eingestuft wurden, wie Desphenylchloridazon mit 35,9 %, N,N-Dimethylsulfamid (DMS) mit 32,1 % und Methyldesphenylchloridazon mit 17,5 %, weisen die meisten Überschreitungen auf. Auch die Summe der PSM, berechnet aus allen beprobten Wirkstoffen und relevanten Metaboliten, ist mit 25,8 % Teil der höchsten Grenzwertüberschreitungen. Die landwirtschaftliche Einwirkung wird auch durch Nitrat, mit Grenzwertüberschreitungen an 13,7 % der Messstellen, deutlich.

Weitere Überschreitungen werden durch die Parameter „Summe PFAS-4“ und „Summe PFAS-20“ verzeichnet, welche an 10,6 % und 6,8 % der beprobten Messstellen den jeweiligen im Projekt definierten Grenzwert überschreiten. Stoffgruppen mit Überschreitungen an unter 5 % der untersuchten Messstellen sind

— PSM (Wirkstoffe und Metabolite);
— Metalle (Ars en, Uran, Blei, Bor und Selen);
— physikalisch-chemische Parameter (Ortho-Phosphat, Ammonium, Sulfat und Nitrit);
— LHKW;
— Pharmazeutika (Sulfamethoxazol und Candesartan);
— TFA und Benzotriazol.

Unter Anwendung der gemeinsamen Grenz- und Schwellenwerte hat sich die Grundwasserqualität seit 2016 leicht verbessert. Der Anteil an Messstellen mit Grenzwertüberschreitungen der 101 Parameter, welche sowohl 2016 als auch 2023 untersucht wurden, reduziert sich von 68,6 % auf 65,5 %. In der größten Belastungsgruppe der PSM-Metaboliten verzeichnen DMS und Methyldesphenylchloridazon seit 2016 reduzierte Grenzwertüberschreitungen, die Überschreitungen von Desphenylchloridazon steigen dagegen leicht an. Überschreitungen der vier Metaboliten des seit 2023 verbotenen Wirkstoffs Metolachlor haben sich ebenfalls reduziert. Die Häufigkeit von Grenzwertüberschreitungen durch untersuchte PSM-Wirkstoffe und dem relevanten Metabolit Desisopropyldesethylatrazin haben sich nur sehr wenig verändert.

Die landwirtschaftliche Grundwasserbelastung durch Nitrat ist seit 2016 weiter zurückgegangen. Die maximale Konzentration ist gestiegen, die Anzahl an Grenzwertüberschreitungen hat sich dennoch reduziert. Dieses Ergebnis ist auf die strenge Kontrolle und Einschränkung von über-

valeurs limites a diminué. Cette situation s'explique par un contrôle renforcé et l'entrée en vigueur, en Allemagne par exemple, de la loi sur les engrais visant à limiter la fertilisation intensive des terres cultivées. Ces chiffres démontrent l'efficacité d'une telle régulation.

La pollution de la nappe phréatique par les PFAS n'a que peu évolué depuis 2016. Le nombre de dépassements de la valeur seuil « Somme de 4 PFAS » a diminué, tandis que la valeur seuil « Somme de 20 PFAS » a été dépassée plus fréquemment. Les quantifications se retrouvent toujours majoritairement dans la zone de Rastatt/Baden-Baden qui est connue pour sa contamination par les PFAS, ce qui démontre une pollution persistante.

Hesse

Pour la partie hessoise de la zone étudiée, les données d'analyse de 211 stations de mesure des eaux souterraines ont été évaluées. Au total, les eaux souterraines ont été analysées selon 125 paramètres, dont le nombre varie selon les stations de mesure. Dans 68,7 % des stations de mesure examinées, les données d'analyse dépassent au moins une valeur limite fixée au niveau transfrontalier pour l'utilisation comme eau potable. Si l'on tient compte de tous les paramètres avec des valeurs seuils, des recommandations et des valeurs indicatives (GOW et LW), des dépassements sont constatés dans 70,6 % des stations de mesure hessoises.

La plupart des dépassements des valeurs limites transfrontalières sont dus aux paramètres azotés nitrates (12,9 % des stations de mesure) et ammonium (14,7 % des stations de mesure) ainsi qu'aux substances actives des produits phytosanitaires et à leurs métabolites. Les eaux souterraines sont polluées par ces substances, en particulier dans les zones d'exploitation agricole intensive. On trouve des concentrations élevées de nitrates notamment dans les régions viticoles de Bergstraße et du Rheingau, ainsi que dans les régions de Rüsselsheim et de Groß-Gerau. Les concentrations d'ammonium sont en revanche particulièrement élevées à proximité du Rhin et dans la zone des dépôts du Neckar. Dans ces régions, le sol et les eaux souterraines présentent des conditions réductrices, ce qui favorise la transformation des nitrates présents en ammonium par l'activité microbienne. La pollution des eaux souterraines par les substances actives des produits phytosanitaires et leurs métabolites se concentre également dans les zones agricoles, comme par exemple dans les communes de Groß-Gerau et Lorsch.

Outre ces substances principalement issues de l'agriculture, certains seuils transfrontaliers ont également été dépassés pour les paramètres cumulés des PFAS (5,8 % des stations de mesure pour le cumul PFAS-20 et 11,7 % des stations de mesure pour le cumul PFAS-4) et des substances pharmaceutiques. Les zones polluées par ces substances se trouvent principalement à proximité des eaux de surface présentant une forte proportion d'eaux usées traimäßigem Düngen auf Anbauflächen, wie z.B. durch die deutsche Düngeverordnung, zurückzuführen und demonstriert die Wirksamkeit dieser Maßnahmen.

Die Grundwasserbelastung durch PFAS hat sich seit 2016 nur leicht verändert. Die Anzahl der Überschreitungen für den Grenzwert „Summe PFAS-4" ist zurückgegangen, während der Grenzwert der „Summe PFAS-20" häufiger überschritten wurde. Die Belastungen konzentrieren sich weiterhin hauptsächlich auf den bekannten PFAS-Schadensbereich Rastatt/Baden-Baden und demonstriert eine persistente Belastung.

Hessen

Für den hessischen Teil des Untersuchungsgebietes wurden Analysedaten zu insgesamt 211 Grundwassermessstellen ausgewertet. Insgesamt wurde das Grundwasser auf 125 Parameter untersucht, wobei der untersuchte Parameterumfang je nach Messstelle variiert. An 68,7 % der untersuchten Messstellen überschreiten die Analysedaten mindestens einen grenzüberschreitend festgelegten Grenzwert in Bezug auf die Nutzung als Trinkwasser. Werden alle Parameter mit Schwellenwerten, Empfehlungen und Richtwerten (GOW und LW) berücksichtigt, liegen Überschreitungen an 70,6 % der hessischen Messstellen vor.

Die meisten Überschreitungen von grenzüberschreitenden Schwellenwerten sind auf die Stickstoffparameter Nitrat (12,9 % der Messstellen) und Ammonium (14,7 % der Messstellen) sowie auf Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren Metaboliten zurückzuführen. Insbesondere in Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung ist das Grundwasser mit diesen Stoffen belastet. Hohe Nitratkonzentrationen finden sich insbesondere in den Weinanbaugebieten Bergstraße und Rheingau sowie in den Bereichen Rüsselsheim und Groß-Gerau. Ammoniumkonzentrationen sind hingegen vor allem in Rheinnähe und im Bereich der Neckarablagerungen erhöht. Dort herrschen im Boden und Grundwasser reduzierende Verhältnisse, wodurch die Umsetzung des eingetragenen Nitrats zu Ammonium durch mikrobielle Aktivitäten begünstigt wird. Die Belastungsschwerpunkte des Grundwassers mit Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und deren Metaboliten konzentrieren sich ebenfalls auf landwirtschaftlich genutzte Gebiete, wie beispielsweise im Bereich der Gemeinden Groß-Gerau und Lorsch.

Neben diesen vorwiegend über die landwirtschaftliche Nutzung eingetragenen Stoffen gibt es ebenfalls einige Überschreitungen von grenzüberschreitenden Schwellenwerten bei den Summenparametern der PFAS (5,8 % des Messstellen für die Summe PFAS-20 und 11,7 % des Messstellen für die Summe PFAS-4) sowie den pharmazeutischen Substanzen. Belastungsgebiete mit diesen Stoffen befinden sich vor allem in der Nähe von Oberflächengewässern mit hohem geklärten Abwasseranteil und in urbanen Räumen.

tées et dans les zones urbaines. L'aquifère, principalement sableux et graveleux dans la zone étudiée, présente une perméabilité bonne à très bonne et une faible profondeur de nappe phréatique. Cela favorise l'interaction entre les eaux de surface et les eaux souterraines et peut entraîner des apports dans les eaux souterraines et la propagation de substances dans celles-ci.

Rhénanie-Palatinat

Dans la partie rhénano-palatine du fossé rhénan, la valeur seuil transfrontalière a été dépassée pour 58,1 % des points de mesure pour au moins un des paramètres analysés. Pour 7,4 % des points de mesure, la valeur d'alerte a été dépassée pour au moins un paramètre, mais aucune valeur seuil n'a été dépassée.

Sur les terres agricoles, ces dépassements dans un milieu oxique sont principalement dus au paramètre nitrates, qui dépasse 50 mg/L dans 23,5 % des points de mesure. Les concentrations de nitrates les plus élevées se trouvent dans la région de Vorderpfalz, où l'agriculture maraîchère est intensive.

En outre, la valeur seuil transfrontalière pour les métabolites non pertinents a été dépassée dans de nombreux cas. Le N,N-diméthylsulfamide, un métabolite du fongicide tolylfluanide, interdit dans toute l'UE depuis 2010, ainsi que le chloridazone desphényl, un métabolite de l'herbicide chloridazone, interdit depuis 2018, jouent notamment un rôle important.

La forte pression anthropique, notamment due à l'exploitation agricole intensive, associée à des sols perméables et à un taux de recharge de la nappe relativement faible, entraîne une mauvaise qualité généralisée des eaux souterraines proches de la surface. L'approvisionnement en eau potable est donc assuré par des prélèvements dans des aquifères plus profonds et donc protégés, ainsi que par la collecte et le traitement approprié des eaux souterraines influencés par les filtrats de rive.

Bâle-Ville et Bâle-Campagne

La qualité de la nappe phréatique à Bâle-Ville est jugée globalement bonne. Le programme de surveillance couvre une longue période et un grand nombre de substances/familles de substances. Il apparaît que malgré une forte densité de population et la présence historique de grandes industries chimiques et pharmaceutiques, les pollutions sont « restées constantes ou ont diminué dans certains domaines ».

Même si Bâle « se porte bien » dans l'ensemble, certaines familles de substances peuvent poser des problèmes en fonction de leur emploi et de l'endroit où elles sont utilisées. Les substances préoccupantes sont les micropolluants issus de l'industrie chimique et des canalisations d'égouts non étanches. Les concentrations parfois très fortes de PFAS sur certains points de mesure posent un défi inédit. Dans la plupart des cas, l'origine de la pollution tient aux mousses extinctrices utilisées pour éteindre de grands incendies.

Der im Untersuchungsgebiet überwiegend sandig und kiesig aufgebaute Grundwasserleiter hat eine gute bis sehr gute Durchlässigkeit bei gleichzeitig geringen Grundwasserflurabständen. Dies begünstigt die Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser und kann zu Einträgen ins Grundwasser und der Ausbreitung von Stoffen im Grundwasser führen.

Rheinland-Pfalz

Im rheinland-pfälzischen Teil des Oberrheingrabens wurde an 58,1 % der untersuchten Grundwassermessstellen für mindestens einen der untersuchten Parameter der grenzüberschreitende Schwellenwert überschritten. An 7,4 % der Messstellen wurde für mindestens einen Parameter der Warnwert, aber kein Schwellenwert überschritten.

Unter landwirtschaftlichen Nutzflächen werden diese Überschreitungen bei oxischem Milieu im Wesentlichen durch den Parameter Nitrat hervorgerufen, der an 23,5 % der Messstellen über 50 mg/L liegt. Die höchsten Nitratkonzentrationen finden sich in der intensiv gemüsebaulich genutzten Vorderpfalz.

Daneben wurde der grenzüberschreitende Schwellenwert für nicht relevante Metaboliten in zahlreichen Fällen überschritten. Insbesondere N,N-Dimethylsulfamid, ein Metabolit des seit 2010 EU-weit nicht mehr zugelassenen Fungizids Tolylfluanid, wie auch Chloridazon-Desphenyl, ein Metabolit des seit 2018 nicht mehr zugelassenen Herbizids Chloridazon, spielen eine bedeutende Rolle.

Die hohe anthropogene Überprägung, insbesondere durch die intensive landwirtschaftliche Bodennutzung, führt in Verbindung mit durchlässigen Böden und einer relativ geringen Grundwasserneubildungsrate zu einer verbreitet schlechten Qualität des oberflächennahen Grundwassers. Die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung erfolgt daher durch Entnahmen aus tiefer gelegenen und entsprechend geschützten Grundwasserleitern sowie durch die Gewinnung und entsprechende Aufbereitung von Uferfiltrat.

Basel-Stadt und Basel-Landschaft

Die Qualität des Grundwassers in Basel-Stadt ist insgesamt als gut einzustufen. Das Überwachungsprogramm deckt einen langen Zeitraum und eine große Anzahl an untersuchten Stoffen/Stoffgruppen ab. Es zeigt sich, dass trotz hoher Bevölkerungsdichte und historisch gewachsener Industrie (Chemie/Pharma) die Belastungen „konstant geblieben oder in manchen Bereichen gesunken" sind.

Auch wenn Basel insgesamt „gut dasteht", sind gewisse Stoffgruppen problematisch — teils stark abhängig vom Gebiet oder der Nutzung. Wichtige Belastungsstoffe sind Spurenstoffe aus der chemischen Industrie und undichten Kanalisationsleitungen. Eine neue Herausforderung sind die teilweise sehr hohen PFAS-Konzentrationen an einigen Messstellen. In den meisten Fällen waren Großbrände und der Einsatz von Löschschäumen die Ursache der Belastung.

Pollution thermique, un nouveau défi : les eaux souterraines de Bâle se réchauffent de plus en plus car elles sont utilisées comme eaux de refroidissement et elles reçoivent les rejets de chaleur des bâtiments ou des infrastructures.

Thermische Belastung: eine neuere Herausforderung ist, dass das Grundwasser in Basel durch Nutzung als Kühlwasser, Wärmeabgabe aus Gebäuden oder Infrastruktur immer wärmer wird.

5.11.

Synthèse de la présence des micropolluants dans la nappe du Rhin supérieur

Cette section vient en complément de la partie 5.10, dédiée à l'analyse des dépassements des critères de potabilité, en proposant une approche plus descriptive et globale de l'empreinte anthropique due aux micropolluants organiques. Elle vise à caractériser la présence des 144 micropolluants organiques d'origine exclusivement anthropique (sont exclus les métaux, susceptibles d'avoir une origine naturelle) dans la nappe du Rhin supérieur.

Sur l'ensemble de la nappe rhénane, au moins un micropolluant a été retrouvé sur 1 295 points de mesure parmi les 1 348 (96,1 %), avec au moins un micropolluant analysé. Les micropolluants disposant de valeurs seuils transfrontalières relatives aux critères communs de potabilité entraînent à eux seuls la dégradation de 53,7 % des points.

Les PFAS (24 substances dont le TFA) et les pesticides (70 substances actives et métabolites) contribuent le plus à cette contamination ; ils sont présents sur environ neuf points sur dix.

5.11.1.

Analyse globale par substance et risque chimique pour la nappe rhénane

Pour mieux étudier le niveau de contamination de chaque micropolluant et son niveau de risque chimique dans les eaux souterraines, une représentation est utilisée, basée sur une étude du BRGM (2018) (**Figure 5.53**).

Pour les 144 micropolluants, cette représentation croise :

- le percentile 95 des valeurs quantifiées rapporté à la valeur seuil transfrontalière (P95/VS) : cet indicateur indique la fréquence de valeurs élevées donc le niveau de concentration. Un rapport P95/VS supérieur à 1 indique qu'au moins 5 % des résultats quantifiés dépassent la valeur seuil ;
- la fréquence de quantification (FQ%) indique le niveau d'occurrence. Une FQ% supérieure à 5 % indique une présence considérée comme déjà marquante.

Dans le cas où le paramètre ne possède pas de valeur seuil, la valeur de 0,1 µg/L a été attribuée, valeur usuelle pour estimer une valeur de toxicité pour les micropolluants.

Les édulcorants ne sont pas connus pour être toxiques aux concentrations trouvées dans la nappe rhénane (de l'ordre d'un millionième de la dose journalière admissible) mais ils sont des indicateurs de contamination par les eaux usées, susceptibles de contenir d'autres polluants non recherchés. C'est pourquoi la valeur de 0,1 µg/L leur a également été attribuée.

5.11.

Gesamtüberblick über die Spurenstoffbelastung des Grundwassers im Oberrheingraben

Ergänzend zu Abschnitt 5.10, in dem die Überschreitungen der Trinkwasserkriterien analysiert werden, geht dieser Abschnitt ausführlicher auf die anthropogene Belastung durch organische Spurenstoffe ein. Er charakterisiert das Vorkommen von 144 organischen Spurenstoffen ausschließlich anthropogenen Ursprungs (außer Metallen, die natürlichen Ursprungs sein können) im Grundwasser des Oberrheingrabens.

Im gesamten Grundwassersystem wurden insgesamt 1.348 Messstellen auf mindestens einen Spurenstoff untersucht, und an 1.295 Messstellen (96,1 %) konnte mindestens ein Spurenstoff nachgewiesen werden. Allein die Spurenstoffe, für die grenzüberschreitende Schwellenwerte in Bezug auf die gemeinsamen Trinkwasserkriterien gelten, beeinträchtigen 53,7 % der Messstellen.

PFAS (24 Substanzen, darunter TFA) und Pflanzenschutzmittel (70 Wirkstoffe und Metaboliten) trugen am stärksten zu dieser Belastung bei und waren an ca. 90 % der Messstellen nachweisbar.

5.11.1.

Gesamtanalyse nach Substanz und chemischem Risiko für das Grundwasser im Oberrheingraben

Um den Grad der Belastung durch die einzelnen Spurenstoffe und das chemische Risiko für das Grundwasser besser bewerten zu können, wurde eine durch das BRGM erstellte Darstellung verwendet (2018) (**Abbildung 5.53**).

Für die 144 Spurenstoffe wurden folgende Werte verglichen:

- das 95. Perzentil der Befunde im Verhältnis zum grenzüberschreitenden Schwellenwert (P95/SW): Dieser Indikator gibt die Häufigkeit hoher Werte und damit die Konzentration an. Ein P95/SW-Verhältnis von über 1 bedeutet, dass mindestens 5 % der Befunde den grenzüberschreitenden Schwellenwert überschreiten
- die Bestimmungshäufigkeit (BH%) gibt die Häufigkeit des Vorkommens an. Eine BH% von mehr als 5 % weist auf ein bereits als signifikant bewertetes Vorkommen hin.

Wenn der Parameter keinen grenzüberschreitenden Schwellenwert hatte, wurde der Wert von 0,1 µg/L zugewiesen, welcher üblicherweise zur Abschätzung des Toxizitätswertes von Spurenstoffen verwendet wird.

Süßstoffe sind in den im Grundwasser des Oberrheingrabens gemessenen Konzentrationen (in der Größenordnung von einem Millionstel der zulässigen Tagesdosis) nicht als toxisch bekannt. Aber sie sind Indikatoren für die Ver-

Quatre secteurs sur la **Figure 5.53** renvoyant aux niveaux de préoccupation peuvent ainsi être définis :

— en haut à droite, FQ% élevée (>5 %) et P95/VS élevé (>1) : substance très présente et à des concentrations élevées ; grande importance pour la protection des eaux souterraines ;
— en bas à droite, FQ% faible (≤5 %) et P95/VS élevé (>1) : substance peu présente mais à des concentrations élevées ; pertinence du suivi selon les sites ;
— en haut à gauche, FQ% élevée (>5 %) et P95/VS faible (≤1) : substance très présente mais en concentrations faibles ; nécessitant une surveillance ;
— en bas à gauche, FQ% faible (≤5 %) et P95/VS faible : substance peu présente et à des concentrations faibles ou nulles ; pertinence du suivi actuellement faible.

Les 13 paramètres quantifiés sur aucun point ne sont pas représentés sur la **Figure 5.53**, leur P95 n'étant pas calculable.

Parmi les 144 micropolluants recherchés :

— 21 provoquent des pollutions à large échelle, et doivent faire l'objet d'une surveillance étendue ;
— 28 entraînent des pollutions localisées ;
— 32 sont souvent présents en faibles concentrations, avec une importance actuellement faible concernant la protection des eaux souterraines, mais nécessitent une surveillance continue ;
— 63 substances ne présentent actuellement qu'une faible importance pour la protection des eaux souterraines. Parmi celles-ci, 50 ne sont que rarement quantifiés et 13 ne le sont pas du tout (FQ% = 0).

Certaines familles de substances revêtent une importance particulière pour la protection des eaux souterraines :

13 pesticides (sur 70) sont très présents à des concentrations élevées, s'avérant donc très préoccupants, particulièrement les substances suivantes : chloridazone, métolachlore et chlorothalonil. De nombreux pesticides (19) sont rarement quantifiés mais en concentrations localement élevées. Neuf sont très quantifiés mais à des concentrations faibles.

Polluants historiques, **trois COHV** (parmi les 10) demeurent préoccupants, car très présents en concentrations élevées : le tétrachloroéthylène, le trichloroéthylène et le tétrachlorure de carbone.

Parmi les substances pharmaceutiques, la carbamazépine et le sulfaméthoxazole sont également dans le domaine des substances préoccupantes, comme vu partie 5.5. Sept substances présentent des concentrations élevées localisées et cinq sont détectées fréquemment en concentrations faibles.

Aucun **PFAS** ne dépasse un rapport P95/VS supérieur à 1 ; leurs concentrations individuelles restent donc relativement faibles. Cependant, 11 sont très fréquents et seraient donc à surveiller. La somme des 20 PFAS, la limite de potabi-

schmutzung durch Abwasser, das möglicherweise andere, nicht untersuchte Schadstoffe enthält. Aus diesem Grund wurde ihnen ebenfalls der Wert von 0,1 µg/L zugewiesen.

In der **Abbildung 5.53** lassen sich somit vier Bereiche erkennen, die unterschiedlich eingestuft werden können:

— Oben rechts, hohe BH% (>5 %) und hoher P95/SW (>1): Die Substanz wird häufig und in hohen Konzentrationen nachgewiesen; hohe Relevanz für den Grundwasserschutz.
— Unten rechts, niedrige BH% (≤5 %) und hoher P95/SW (>1): Die Substanz wird selten, aber in hohen Konzentrationen nachgewiesen; standortspezifische Relevanz ist bedenklich.
— Oben links, hohe BH% (>5 %) und niedriger P95/SW (≤1): Die Substanz wird häufig, aber in geringen Konzentrationen nachgewiesen; beobachtungsbedürftig, um ggf. Konzentrationsanstiege festzustellen.
— Unten links, niedrige BH% (≤5 %) und niedriger P95/SW: Die Substanz wird selten und in geringen Konzentrationen nachgewiesen; derzeit geringe Relevanz.

Insgesamt wurden 13 Parameter an keiner Messstelle nachgewiesen, sie sind in der **Abbildung 5.53** nicht dargestellt, da ihr P95 nicht berechnet werden kann.

Von den 144 untersuchten Spurenstoffen:

— verursachen 21 weitreichende Grundwasserbelastungen mit hoher Relevanz für den Grundwasserschutz
— verursachen 28 lokale bzw. standortspezifische Grundwasserbelastungen
— sind 32 häufig in geringen Konzentrationen vorhanden mit derzeit geringer Relevanz für den Grundwasserschutz, erfordern jedoch fortlaufende Überwachung
— haben 63 derzeit nur eine geringe Relevanz für den Grundwasserschutz dar. Davon sind 50 nur selten und 13 nicht nachweisbar (BH% = 0).

Bestimmte Stoffgruppen sind von besonderer Relevanz für den Grundwasserschutz:

13 Pflanzenschutzmittel (von 70) wurden häufig in hohen Konzentrationen nachgewiesen und sind daher besonders besorgniserregend. Hierzu zählen insbesondere die Stoffe Chloridazon, Metolachlor und Chlorothalonil. Viele Pflanzenschutzmittel (19) waren selten nachweisbar, aber traten lokal in hohen Konzentrationen auf. Neun wurden häufig, jedoch in geringen Konzentrationen nachgewiesen.

Unter den seit langem bekannten Schadstoffen geben **drei LHKW** (der insgesamt 10) weiterhin Anlass zu Besorgnis, da sie in sehr hohen Konzentrationen vorhanden waren. Es handelt sich um Tetrachlorethen, Trichlorethen und Tetrachlorkohlenstoff.

Unter den pharmazeutischen Substanzen gehören Carbamazepin und Sulfamethoxazol ebenfalls zu den besorgniserregenden Stoffen, wie in Abschnitt 5.5 dargelegt. Sieben Stoffe wiesen lokal begrenzte hohe Konzentrationen auf, und fünf wurden häufig in geringen Konzentrationen nachgewiesen.

lité actuelle, s'avère représentative de cette présence multiple. La somme des 4 PFAS cibles de l'EFSA (PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS) (cf. **Parties 5.3.** et **8.3**), qui sont 4 PFAS retrouvés, apparaît également pertinente.

Parmi les PFAS, le **TFA** est très présent. Sa valeur seuil transfrontalière étant de 60 µg/L, il se place parmi les substances fréquemment quantifiées mais en faibles concentrations. S'il était considéré comme un métabolite pertinent de pesticides, avec une valeur seuil réduite à 0,1 µg/L, il apparaîtrait comme la substance la plus préoccupante de l'ensemble de la liste, du fait de son omniprésence et d'un rapport P95/VS théorique à 60.

Les **édulcorants** recherchés présentent tous un rapport P95/VS supérieur à 1, dont trois avec une fréquence de quantification élevée. Mais la valeur seuil arbitraire de 0,1 µg/L fixée dans le cadre de cette analyse étant très supérieure à la dose journalière admissible (de l'ordre de 10^6 fois), les concentrations retrouvées s'avèrent peu préoccupantes.

Parmi les **HAP,** le naphtalène présente deux résultats ponctuels très élevés (53,1 et 12,3 µg/L) mais étant très peu présent (quantifié sur 6 points soit 2,2 %), il s'avère peu préoccupant, de même pour les autres HAP.

Keine der **PFAS** überschritt einen P95/SW-Wert von 1, da die gemessenen Konzentrationen relativ gering waren. Elf PFAS kamen jedoch sehr häufig vor und sollten daher überwacht werden. Repräsentativ für diese Stoffvielfalt ist die Summe PFAS-20 als derzeitige Trinkwassergrenze. Relevant ist auch die Summe PFAS-4 der EFSA (PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS) (**Abschnitte 5.3** und **8.3**).

Unter den PFAS war **TFA** sehr häufig nachweisbar. Bei einem grenzüberschreitenden Orientierungswert von 60 µg/L gehört es zu den häufig quantifizierten Substanzen, jedoch in geringen Konzentrationen. Würde TFA als relevanter PSM-Metabolit mit einem auf 0,1 µg/L reduzierten Schwellenwert betrachtet werden, wäre es aufgrund seiner Ubiquität und des theoretischen P95/SW-Verhältnisses von 60 der besorgniserregendste aller untersuchten Stoffe.

Alle untersuchten Süßstoffe wiesen ein P95/SW-Verhältnis von über 1 auf, drei davon mit einer hohen Bestimmungshäufigkeit. Da der im Rahmen des Projekts festgelegte Schwellenwert von 0,1 µg/L jedoch weit über der zulässigen Tagesmenge liegt (um das 10^6-Fache), sind die festgestellten Konzentrationen kaum besorgniserregend.

Unter den PAK wies Naphthalin zwei sehr hohe Einzelwerte (53,1 und 12,3 µg/L) auf, war jedoch nur selten nachweisbar (an 6 Messstellen, d. h. 2,2 %). Es gibt daher ebenso wie für die anderen PAK wenig Anlass zur Besorgnis.

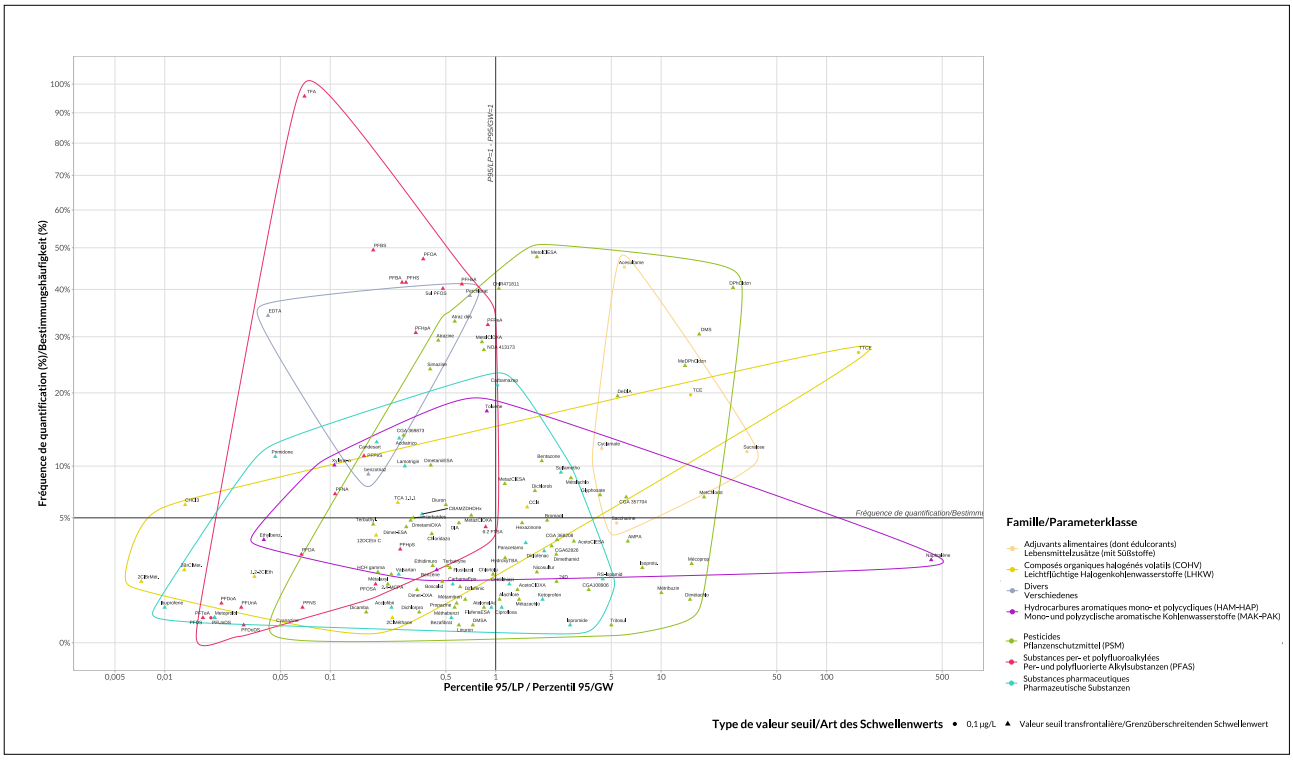


Figure 5.53 : Distribution des micropolluants en fonction du percentile 95 rapporté à la valeur seuil transfrontalière et fréquence de quantification, permettant de caractériser la pertinence du suivi pour la protection des eaux souterraines. Dans le cas où le paramètre ne possède pas de valeur seuil ainsi que pour l'acésulfame, une valeur arbitraire de 0,1 µg/L a été attribuée

Abbildung 5.53: Verteilung der Spurenstoffe nach dem 95. Perzentil bezogen auf den grenzüberschreitenden Schwellenwert und die Bestimmungshäufigkeit, anhand derer die Relevanz für den Grundwasserschutz charakterisiert werden kann. Beim Fehlen eines Schwellenwertes sowie für Acesulfam wurde im Rahmen des Projekts ein Wert von 0,1 µg/L zugewiesen

5.11.2.

Diversité globale de micropolluants par point de mesure

Cette section complète les précédentes avec un aperçu de la distribution du nombre de micropolluants quantifiés par point et la variabilité géographique des contaminations aux 144 micropolluants.

Le nombre moyen de micropolluants quantifiés par point de mesure est de 9 et le nombre médian de 8. 50 % des points présentent entre 5 et 13 micropolluants quantifiés (percentiles 25 et 75) (**Figure 5.54**).

Le nombre maximal de micropolluants quantifiés est de 40 sur un point de Bâle-Ville, avec au moins un de chacune des sept familles (**Carte 5.22**). Les 19 points où 28 micropolluants ou plus ont été quantifiés se situent presque tous (sauf deux) en Suisse et au sud de l'Alsace près de Bâle et près de la Thur.

Une zone avec peu ou pas de micropolluants quantifiés se distingue sur le sud de la Rhénanie-Palatinat entre Wissembourg et Bad Durkheim.

Les points sans aucun micropolluant quantifié se situent principalement sur une zone comprenant le nord de l'Alsace, le sud de la Rhénanie-Palatinat et jusqu'à Karlsruhe, vers Speyer et sur la zone à l'est du Rhin entre Mannheim et Francfort. Ces points se situent majoritairement en zone forestière et/ou protégée (forêt de Haguenau, Bienwald, etc.).

La diversité des familles de substances retrouvées (pesticides, PFAS, substances pharmaceutiques et alimentaires, etc.) traduit la variété des usages et des sources de contamination : domestique, agricole, industrielle. Parmi les sept familles de micropolluants recherchés (cf. **Annexe 1**), le nombre moyen de familles où au moins un paramètre a été quantifié par point est de 2,8 ; la médiane est de 3. Dix points présentent des substances provenant des sept familles du projet. N.B. : la famille « Divers » regroupe des paramètres aux propriétés et usages hétérogènes.

5.11.2.

Gesamtvielfalt der Spurenstoffe pro Messstelle

Dieser Abschnitt ergänzt die vorherigen Abschnitte mit einem Überblick über die Verteilung der Anzahl der pro Messstelle nachgewiesenen Spurenstoffe und die geografische Variabilität der Belastung mit den 144 Spurenstoffen.

Im Durchschnitt wurden pro Messstelle neun Spurenstoffe nachgewiesen, der Medianwert lag bei acht. An 50 % der Messstellen wurden zwischen fünf und 13 Spurenstoffen quantifiziert (25. und 75. Perzentil) (**Abbildung 5.54**).

Der höchste Befund lag bei 40 Spurenstoffen an einer Messstelle in Basel-Stadt, wobei mindestens eine der sieben untersuchten Stoffgruppen vertreten war **(Karte 5.22**). Die 19 Messstellen, an denen 28 oder mehr Spurenstoffe nachgewiesen wurden, befanden sich alle (bis auf zwei) in der Schweiz und im Südelsass unweit von Basel und in der Nähe der Thur.

In einem Bereich im Süden von Rheinland-Pfalz zwischen Wissembourg und Bad Durkheim wurden nur wenige bzw. gar keine Spurenstoffe nachgewiesen.

Negativbefunde wiesen hauptsächlich Messstellen im Norden des Elsass, im Süden von Rheinland-Pfalz bis Karlsruhe, bei Speyer sowie östlich des Rheins zwischen Mannheim und Frankfurt auf. Diese Messstellen befanden sich überwiegend in Wald- und/oder Schutzgebieten (Haguenauer Wald, Bienwald usw.).

Die Vielfalt der nachgewiesenen Stoffgruppen (Pflanzenschutzmittel, PFAS, Arzneimittel und Lebensmittelzusatzstoffe usw.) spiegelt das breite Spektrum der Verwendungszwecke und Kontaminationsquellen wider: Haushalt, Landwirtschaft, Industrie. Bei durchschnittlich 2,8 der sieben untersuchten Spurenstoffgruppen wurde mindestens ein Parameter pro Messstelle quantifiziert (**Anhang 1**); der Median liegt bei 3. An zehn Messstellen wurden Substanzen aus allen sieben Stoffgruppen nachgewiesen. Anmerkung: Die Gruppe „Verschiedenes" umfasst Parameter mit unterschiedlichen Eigenschaften und Verwendungszwecken.

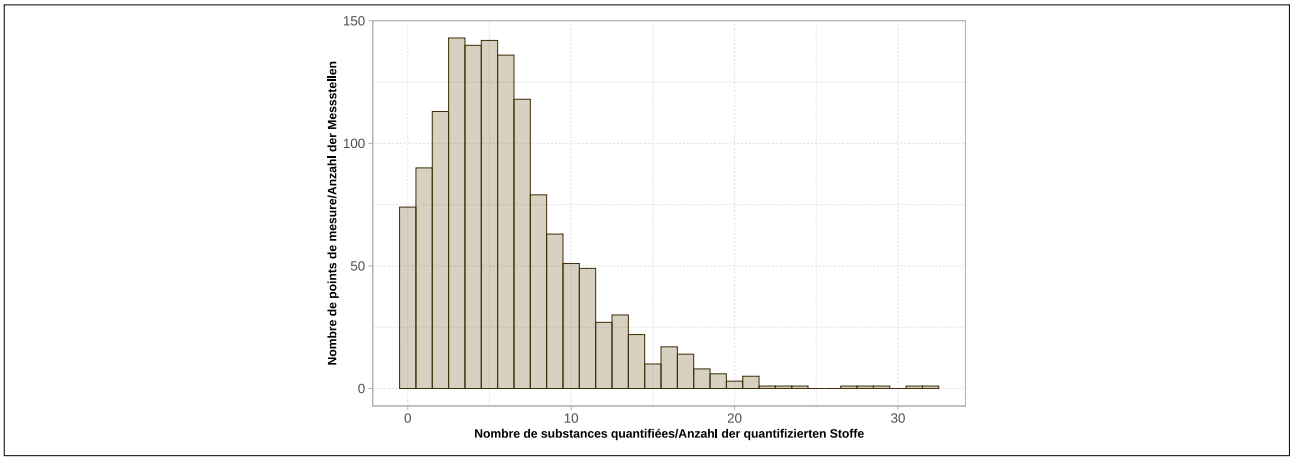
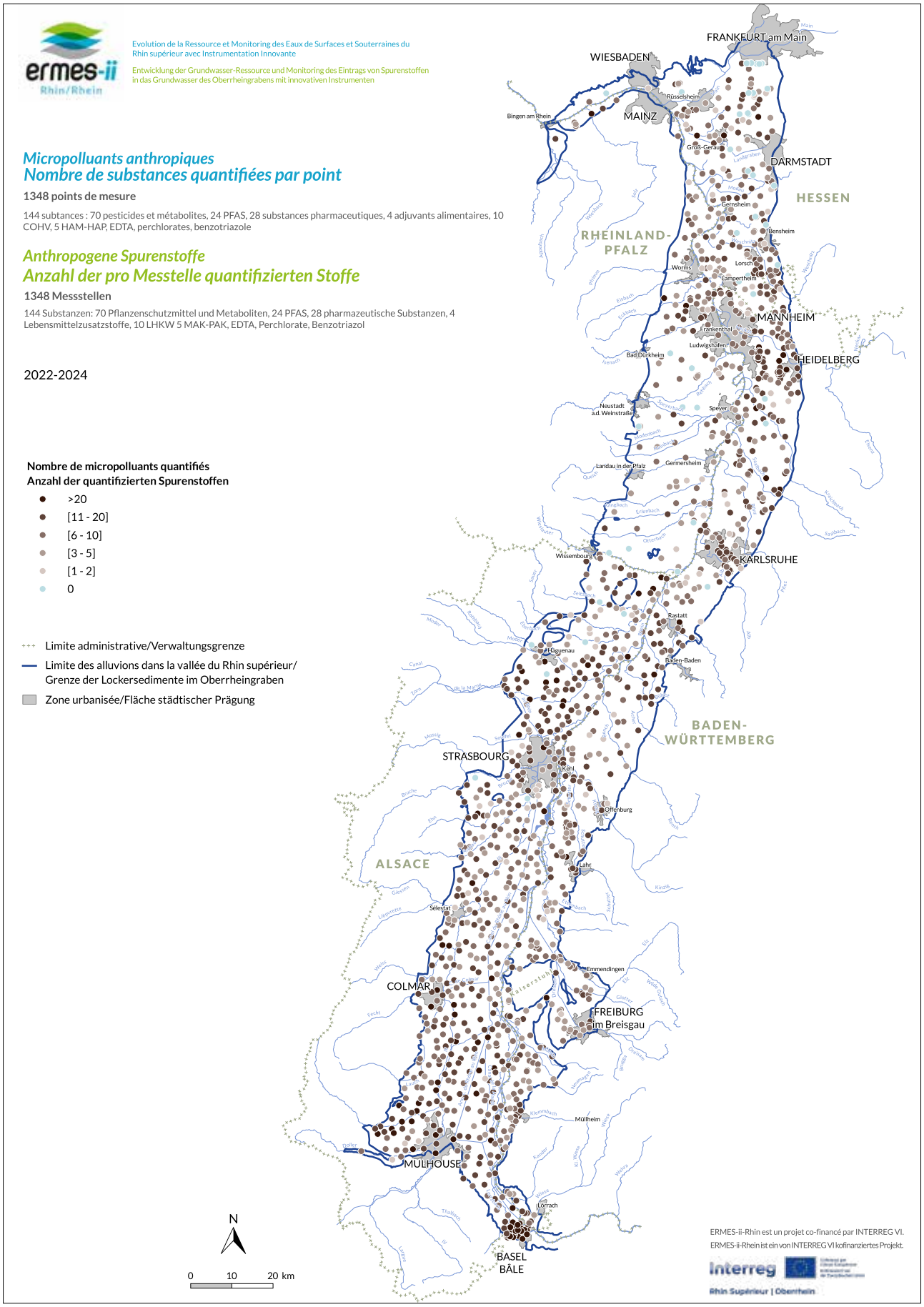


Figure 5.54 : Histogramme du nombre de points selon le nombre de micropolluants quantifiés

Abbildung 5.54: Histogramm der Messstellenanzahl, gruppiert nach der Anzahl der quantifizierten Spurenstoffe



Carte 5.22 : Nombre de micropolluants quantifiés par point de mesure

Karte 5.22: Anzahl der quantifizierten Spurenstoffe pro Messstelle

5.11.3. Conclusion

La présence de micropolluants d'origine anthropique est fréquente et détectable à grande échelle dans les eaux souterraines du fossé rhénan supérieur. Au-delà des niveaux élevés de pollution de certaines substances, l'omniprésence de ces molécules et le nombre de substances par point apparaissent préoccupants.

Parmi les 144 micropolluants recherchés, 137 sont quantifiés au moins sur un point. Le nombre de substances par échantillon, neuf en moyenne, montre une pression anthropique marquée. La diversité en termes de familles de molécules est marquante, avec trois familles en moyenne.

La diversité des polluants retrouvés, aux usages et origines très variés, montre que les sources de contamination, ponctuelles et diffuses, sont nombreuses : domestiques/urbaines, agricoles et industrielles. Les substances émises dans l'environnement se diffusent largement ensuite.

Au-delà des présences individuelles de nombreuses substances, la combinaison observée de plusieurs micropolluants, même en faibles concentrations apparait préoccupante du fait du possible « effet cocktail ».

Définition : l'effet cocktail

Effet toxique combiné lorsque plusieurs substances chimiques (toxiques individuellement ou non) sont présentes dans un mélange.

Plusieurs effets sont possibles :
- addition : des effets toxiques des deux substances ;
- synergie : amplification d'un effet toxique d'une substance par la présence d'une autre ;
- potentialisation : amplification d'un effet toxique d'une substance par la présence d'une autre non toxique ;
- antagonisme : réduction ou suppression d'un effet toxique d'une substance par la présence d'une autre.

Une étude (Carvalho, 2014) avait montré que des mélanges de polluants de différentes familles (pesticides, médicaments, métaux lourds et autres) en concentrations inférieures à celles considérées comme dangereuses par la législation actuelle de l'UE entraînaient un effet toxique sur les organismes biologiques étudiés : les bactéries, les nématodes, les crustacés, les amphibiens et les poissons.

Plusieurs combinaisons de substances recherchées dans ERMES-ii-Rhin ont montré des effets toxicologiques additifs ou synergiques, par exemple :
- diclofénac + ibuprofène (Vieira et al, 2025) ;
- diclofénac + ibuprofène + carbamazépine (Stancova et al, 2017) ;
- PFOS + PFOA (Ding et al, 2013) ;
- PFOS + 6:2 FTS (Fey et al, 2022).

5.11.3. Fazit

Der Eintrag von Spurenstoffen anthropogenen Ursprungs ist im Grundwasser des Oberrheingrabens flächenhaft und häufig nachweisbar. Neben der hohen Belastung durch bestimmte Stoffe geben die Ubiquität und die pro Messstelle nachgewiesene Anzahl der Spurenstoffe Anlass zu Besorgnis.

137 der 144 untersuchten Spurenstoffe wurden an mindestens einer Messstelle nachgewiesen. Die Anzahl der Stoffe pro Wasserprobe (durchschnittlich neun) zeugt von einer starken anthropogenen Belastung. Auffällig war auch die Stoffgruppenvielfalt (durchschnittlich drei).

Diese Vielfalt der nachgewiesenen Schadstoffe, die sehr unterschiedliche Verwendungszwecke und Ursprünge haben, deutet auf zahlreiche punktuelle und diffuse Quellen hin (häusliche/städtische, landwirtschaftliche, industrielle). In die Umwelt freigesetzte Stoffe verbreiten sich weitläufig.

Neben den zahlreichen einzelnen Stoffen sind auch die beobachteten Stoffgemische, selbst in geringen Konzentrationen, aufgrund der potenziellen Mischtoxizität („Cocktail-Effekt") besorgniserregend.

Definition: Cocktail-Effekt

Kombinierte toxische Wirkung, wenn mehrere chemische Stoffe (die einzeln toxisch oder nicht toxisch sein können) in einer Mischung vorhanden sind.

Es sind mehrere Wirkungen möglich:
- Addition der toxischen Wirkungen aller Stoffe
- Synergie: Verstärkung der toxischen Wirkung eines Stoffes durch die Anwesenheit eines anderen
- Potenzierung: Verstärkung der toxischen Wirkung eines Stoffes durch die Anwesenheit eines anderen, nicht toxischen Stoffes
- Antagonismus: Verringerung oder Aufhebung der toxischen Wirkung eines Stoffes durch die Anwesenheit eines anderen Stoffes.

Eine Studie (Carvalho, 2014) hat gezeigt, dass Mischungen von Schadstoffen verschiedener Stoffgruppen (PSM, Medikamente, Schwermetalle u.a.) in Konzentrationen, die unter den nach geltendem EU-Recht als gefährlich eingestuften Werten liegen, eine toxische Wirkung auf die untersuchten biologischen Organismen (Bakterien, Nematoden, Krebstiere, Amphibien und Fische) haben.

Mehrere der in ERMES-ii-Rhein untersuchten Stoffgemische haben additive oder synergistische toxikologische Wirkungen, zum Beispiel:
- Diclofenac + Ibuprofen (Vieira et al., 2025)
- Diclofenac + Ibuprofen + Carbamazepin (Stancova et al., 2017)
- PFOS + PFOA (Ding et al., 2013)
- PFOS + 6:2 FTS (Fey et al., 2022).

Cependant, les résultats observés ici se limitent aux paramètres recherchés dans les échantillons. Au vu de nombre de micropolluants potentiels (100 000 selon les administrations et centres de recherche (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2022)), les substances présentes effectivement dans les eaux souterraines pourraient être largement supérieures. C'est pourquoi il apparaît essentiel d'élargir les listes de paramètres à des substances suspectées.

De plus, les analyses non ciblées (NTS) développées sur un réseau étendu de points de mesure pourraient apporter une vision élargie de la contamination en termes de nombre de substances présentes et de les caractériser au mieux.

Dans le chapitre 6, dédié à l'étude à petite échelle des interactions nappe/rivière et des rejets de STEU, les substances issues des rejets d'eaux usées sont analysées plus en détails. Des analyses non ciblées (NTS) viennent élargir le panel des substances retrouvées, en confrontation avec la liste des analyses ciblées.

Dans le chapitre 7, une liste de substances indicatrices de rejets de STEU (dont certaines molécules non analysées dans le cadre de l'axe 1) est proposée. De plus, des analyses NTS sur une sélection de points en nappe rhénane enrichissent le nombre de substances retrouvées.

Ces substances retrouvées en plus de celles de la liste transfrontalière pourraient enrichir les inventaires suivants et les listes réglementaires.

Die hier beobachteten Ergebnisse beschränken sich jedoch auf die in den Proben untersuchten Parameter. Angesichts der Vielzahl von Spurenstoffen (100.000 laut Behörden und Forschungszentren, Agence de l'eau Adour-Garonne, 2022) könnte die Anzahl der tatsächlich im Grundwasser vorhandenen Stoffe weitaus höher sein. Daher erscheint es unerlässlich, die Parameterlisten auf verdächtige Substanzen auszuweiten.

Darüber hinaus könnten Non Target-Analysen (NTS) in einem ausgedehnten Netz von Messstellen zu einer umfassenderen Kenntnis der Anzahl der vorhandenen Schadstoffe sowie deren bestmöglicher Charakterisierung beitragen.

In Kapitel 6, das den räumlich eingegrenzten Untersuchungen der Interaktionen zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser im Zusammenhang mit Kläranlageneinleitungen gewidmet ist, werden die abwasserbürtigen Stoffe präzise analysiert. Mit Non Target-Analysen (NTS) wurden zusätzliche Stoffe nachgewiesen und mit der Liste der gezielten Analysen abgeglichen.

In Kapitel 7 wird eine Liste von Abwasserindikatoren vorgeschlagen (darunter einige Verbindungen, die im Projektschwerpunkt 1 nicht analysiert wurden). Darüber hinaus wurden bei NTS-Analysen an ausgewählten Grundwassermessstellen weitere Stoffe nachgewiesen. Diese Stoffe, die zusätzlich zu den Stoffen der grenzüberschreitenden Liste nachgewiesen wurden, könnten in die künftigen Bestandsaufnahmen und in Überwachungsprogramme einfließen.



Résultats de la caractérisation des transferts de micropolluants entre les cours d'eau et les eaux souterraines (Axe 2)

6.1. Introduction	p. 324
6.2. Site pilote de la Birs	p. 326
6.3. Site pilote de la Wiese	p. 341
6.4. Site pilote de l'Ill	p. 349
6.5. Site pilote de la Kinzig	p. 381
6.6. Site pilote du Landgraben	p. 397
6.7. Site pilote du Winkelbach	p. 408
6.8. Conclusion intermédiaire	p. 422

Ergebnisse der Charakterisierung der Interaktion zwischen Fließgewässern und Grundwasser (Schwerpunkt 2)

6.1. Einleitung	S. 324
6.2. Pilotgebiet Birs	S. 326
6.3. Pilotgebiet Wiese	S. 341
6.4. Pilotgebiet Ill	S. 349
6.5. Pilotgebiet Kinzig	S. 381
6.6. Pilotgebiet Landgraben	S. 397
6.7. Pilotgebiet Winkelbach	S. 408
6.8. Zwischenfazit	S. 422



6 Résultats de la caractérisation des transferts de micropolluants entre les cours d'eau et les eaux souterraines (Axe 2)

6.1. Introduction

L'axe 2 du projet ERMES-ii-Rhin a pour objectif principal d'étudier l'influence des micropolluants issus des cours d'eau sur la qualité de la nappe rhénane, en se focalisant sur les micropolluants associés aux eaux usées.

Certaines substances, non éliminées des eaux usées à cause de traitements inadaptés, peuvent être transférées des eaux de surface (ESU) réceptrices de rejets de stations de traitement des eaux usées (STEU) vers les nappes alluviales, par le biais des échanges nappe/rivière. L'infiltration est un phénomène fréquent dans le fossé rhénan et doit être étudiée comme étant une voie de contamination importante de la nappe phréatique.

Dans ce contexte, ce travail étudie le transfert des micropolluants le long du continuum hydrologique composé 1) du rejet de STEU, 2) du cours d'eau récepteur, 3) des eaux souterraines. Cette démarche vise à caractériser et à comparer les profils chimiques de chaque compartiment afin de mieux comprendre les mécanismes de transfert. La caractérisation des transferts de micropolluants s'appuie sur différents outils de prélèvements et d'analyse (cf. **Chapitre 4**), notamment l'analyse non ciblée (NTS : Non-Target Screening).

L'analyse globale menée dans le cadre de ce travail repose sur des questions structurantes (cf. **Chapitre 2**), définies en amont du projet afin d'orienter l'interprétation globale des résultats.

L'approche décrite ci-avant a été appliquée sur les six sites pilotes sélectionnés (cf. **Chapitre 3**). Chacun correspond à un tronçon fluvial spécifique des rivières suivantes : Birse, Wiese, Ill, Kinzig, Landgraben et Winkelbach.

Cette stratégie multisites permet d'être représentatif de différents contextes hydrogéologiques, présentant à la fois des similitudes et des spécificités locales.

Le schéma introductif (**Figure 6.1**) offre une vue synthétique et comparative des réseaux de mesure mis en œuvre dans chacun des sites pilotes étudiés. Les points de mesure sont représentés d'amont (gauche) en aval (droite).

Sur tout ou une partie de ces points de mesure, des analyses ciblées et des analyses non ciblées (NTS) ont été réalisées à l'aide de différentes méthodes d'échantillonnages (**Chapitre 4**)

6 Ergebnisse der Charakterisierung der Interaktion zwischen Fließgewässern und Grundwasser (Schwerpunkt 2)

6.1. Einleitung

Das Ziel von Schwerpunkt 2 des Projekts ERMES-ii-Rhein ist es, den Einfluss des Eintrags von Spurenstoffen aus Oberflächengewässern auf die Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben zu untersuchen, wobei der Fokus auf abwasserbürtigen Spurenstoffen liegt.

Bestimmte Stoffe, die aufgrund unzureichender Aufbereitung nicht aus dem Abwasser entfernt werden, können durch Infiltration, also einer Interaktion zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser, aus den Einleitgewässern in das Grundwasser gelangen. Infiltration tritt verbreitet im Oberrheingraben auf und ist daher ein untersuchungswürdiger Eintragspfad, da dieser die Qualität der Grundwasserressource beeinflussen kann.

Vor diesem Hintergrund untersucht das Projekt den Transfer von Spurenstoffen entlang des hydrologischen Kontinuums, bestehend aus 1) Kläranlageneinleitungen, 2) Einleitgewässern und 3) Grundwasser. Ziel dieses Ansatzes ist es, die chemische Beschaffenheit der einzelnen Kompartimente zu charakterisieren und zu vergleichen, um die Transfermechanismen besser zu verstehen. Die Charakterisierung des Transfers von Spurenstoffen stützt sich auf verschiedene Probenahme- und Analyseinstrumente (s. **Kapitel 4**), insbesondere das Non-Target-Screening (NTS).

Die in diesem Rahmen durchgeführte Gesamtanalyse stützt sich auf strukturierende Fragestellungen (s. **Kapitel 2**), die im Vorfeld des Projekts definiert wurden, um die Gesamtinterpretation der Ergebnisse zu steuern.

Das zuvor beschriebene Herangehen wurde auf die sechs ausgewählten Pilotgebiete angewendet (s. **Kapitel 3**). Jedes Gebiet umfasst einen bestimmten Abschnitt der folgenden Flüsse: Birs, Wiese, Ill, Kinzig, Landgraben und Winkelbach.

Dank der Untersuchung mehrerer Pilotgebiete können verschiedene hydrogeologische Kontexte repräsentativ abgebildet werden, die sowohl Gemeinsamkeiten als auch lokale Besonderheiten aufweisen.

Die **Abbildung 6.1** gibt einen zusammenfassenden und vergleichenden Überblick über die in jedem Pilotgebiet errichteten Messnetze. Die Messlokationen sind von stromaufwärts (links) nach stromabwärts geordnet (rechts). An

afin de former des jeux de données permettant de répondre aux questions structurantes exposées dans le **chapitre 2**.

Des stratégies de mesure (périodes et fréquence de prélèvements, choix des points de mesure, programmes analytiques) propres aux problématiques de chaque zone ont été appliquées. Le programme analytique détaillé des sites pilotes est présenté en annexe (**Annexe 4**).

Les résultats présentés dans la suite de ce chapitre forment une synthèse condensée et transfrontalière des exploitations réalisées sur les sites pilotes. Ils peuvent à la fois être lus sous un angle méthodologique à propos des outils de mesures déployés et sous un angle scientifique concernant la caractérisation des transferts de micropolluants.

Des résultats plus détaillés sont disponibles dans des rapports spécifiques existants (dont les références bibliographiques sont indiquées) ou à venir.

Une aide à la lecture des graphiques des analyses ciblées est disponible au chapitre 4.3.

allen oder einem Teil dieser Messstellen wurden gezielte Analysen sowie NTS-Analysen unter Verwendung verschiedener Probenahmemethoden (**Kapitel 4**) durchgeführt, um Datensätze zu erhalten, mit denen die strukturiereten Fragen aus **Kapitel 2** beantwortet werden können.

Die Messstrategien (Probenahmezeiträume und -häufigkeit, Auswahl der Messstellen, und Analyseprogramme) waren auf die spezifischen Problematiken jedes Pilotgebiets zugeschnitten. Das detaillierte Analyseprogramm für die Pilotgebiete ist im **Anhang 4** dargestellt.

Die in diesem Kapitel vorgestellten Ergebnisse stellen eine verdichtete, grenzüberschreitende Zusammenfassung der in den Pilotgebieten durchgeführten Auswertungen dar. Sie können sowohl unter methodischen Gesichtspunkten, hinsichtlich der eingesetzten Messgeräte, als auch unter wissenschaftlichen Gesichtspunkten, hinsichtlich der Charakterisierung des Transfers von Spurenstoffen, interpretiert werden.

Ausführlichere Ergebnisse sind bereits verfügbaren Fachpublikationen zu entnehmen (s. Literaturverzeichnis).

Die Grafiken zu den gezielten Analysen werden in Kapitel 4.3 erläutert.

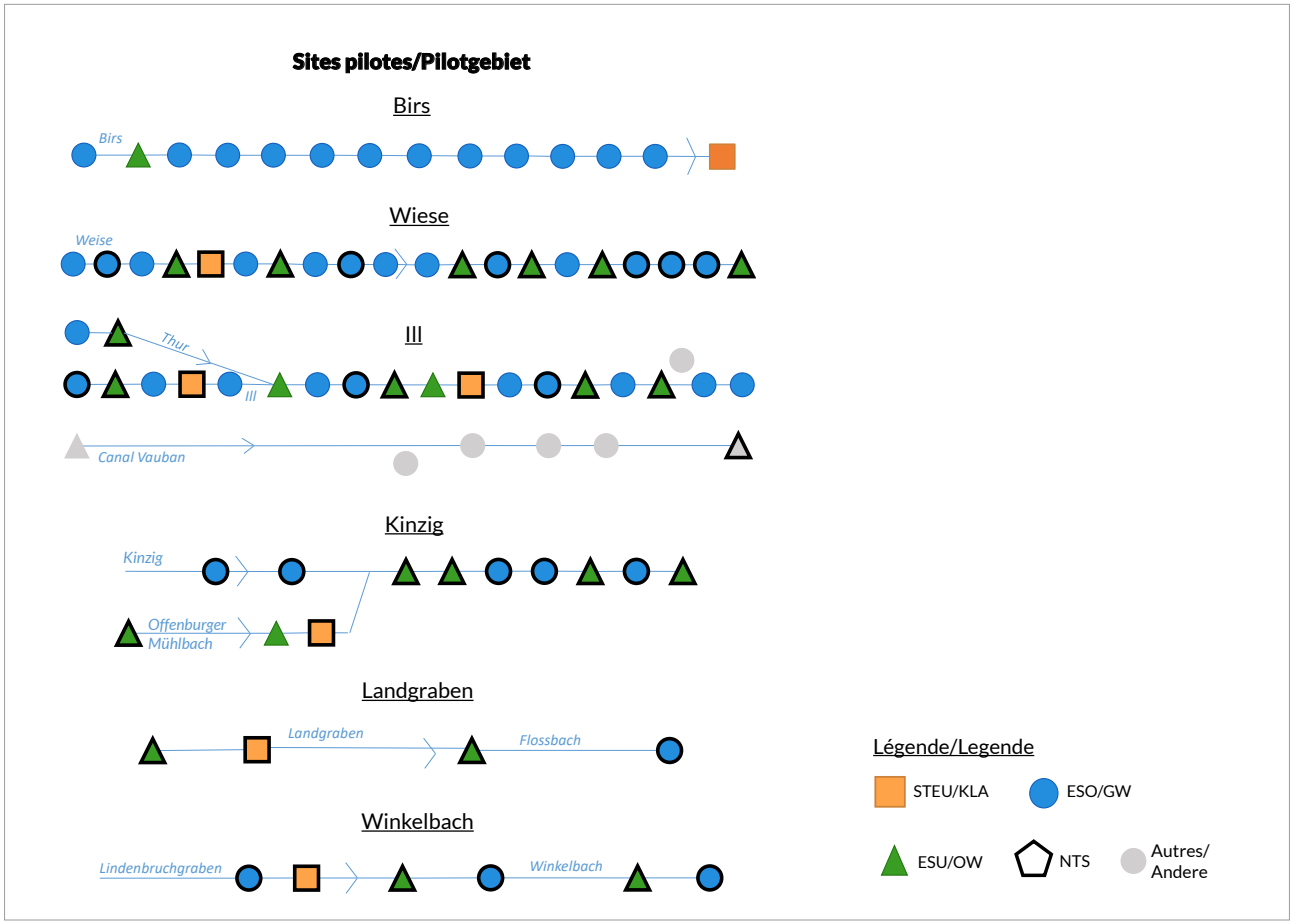


Figure 6.1 : Représentation simplifiée du réseau de points de mesure qualité des six sites pilotes du projet ERMES-ii-Rhin (Source : Aprona)

Abbildung 6.1: Vereinfachte Darstellung der Grundwassermessstellen in den sechs Pilotgebieten des Projekts ERMES-ii-Rhein (Quelle: Aprona)

6.2.
Site pilote de la Birs

6.2.1.
Stratégie de mesure mise en œuvre

Programme de mesure

Afin d'obtenir une image aussi complète que possible de la pollution chimique sur le site pilote de Birs, différentes méthodes d'analyse ont été utilisées (LC-MS/MS, titrimétrie, ICP-MS, IC, Purge and Trap-GC/MS). Au total, 310 substances ont été analysées avec ces méthodes. Des analyses non ciblées (NTS) ont également été effectuées.

Des prélèvements ont été réalisés sur 11 points de mesure du site pilote. Un échantillon instantané a été prélevé dans la Birs. Les échantillons ont été prélevés dans les 10 piézomètres après un pompage préalable de 200 à 500 litres. Les piézomètres ont été sélectionnés ou nouvellement créés pour le projet. L'objectif était d'enregistrer au mieux l'infiltration de l'eau de la Birs dans les eaux souterraines, mais aussi l'exfiltration des eaux souterraines et les affluents périphériques dans le site pilote à partir du champ d'écoulement régional des eaux souterraines. Les mesures de niveau dans les piézomètres ont par ailleurs servi à calibrer le modèle d'écoulement des eaux souterraines. Une campagne de mesure a été menée lors de débits élevés afin d'évaluer la qualité des eaux souterraines.

Campagnes de mesure

Une campagne de mesure a été réalisée le 9 octobre 2024, lors d'une petite crue avec un débit de 38 m^3/s. Fin septembre 2024, après une période de sécheresse, les précipitations avaient déjà fait passer le débit de 4-5 m^3/s à environ 20 m^3/s. Le 2 octobre, une crue de 77 m^3/s a été enregistrée. Le 7 octobre, le débit était redescendu à 15 m^3/s.

Sur l'année 2024, septembre a été le mois avec le deuxième débit le plus faible (6,7 m^3/s) et octobre, le mois avec le cinquième débit le plus élevé (19,0 m^3/s).

Les variations de débit de la Birs avant et pendant le prélèvement n'ont guère modifié les conditions d'écoulement dans les eaux souterraines, comme en atteste la modélisation des eaux souterraines. Le site pilote (**Carte 6.1**) est principalement alimenté par le sud et le sud-ouest. De plus, il est probable que des eaux souterraines provenant du sud-est s'y écoulent même s'il est difficile d'en estimer le volume. En effet, dans cette zone, la flexure de la vallée du Rhin constitue la limite du modèle et la perméabilité de la zone de flexure n'est pas connue.

Le flux sud-ouest passe sous la Birs, dont le niveau évolue selon le moment et l'endroit, passant parfois au-dessus, parfois en dessous du niveau de la nappe phréatique. Il existe donc

6.2.
Pilotgebiet Birs

6.2.1.
Messstrategie

Messprogramm

Um ein möglichst vollständiges Bild der stofflichen Belastung im Pilotgebiet Birs zu erhalten, wurden verschiedene Analysemethoden eingesetzt (LC-MS/MS, Titrimetrie, ICP-MS, IC, Purge and Trap-GC/MS). Insgesamt wurden mit diesen Methoden 310 Substanzen untersucht. Zudem wurden Non-Target Analysen (NTS) durchgeführt.

Im Pilotgebiet wurden 11 Messstellen beprobt. Aus der Birs wurde eine Momentanprobe erhoben. Die Probenahme aus den 10 Piezometern erfolgten nach einer Vorpumpmenge von 200 bis 500 Litern. Die Piezometer waren so ausgewählt resp. für das Projekt neu erstellt worden, damit die Infiltration von Birswasser ins Grundwasser, aber auch die Exfiltration aus dem Grundwasser sowie die randlichen Zuflüsse ins Pilotgebiet aus dem regionalen Grundwasserfliessfeld möglichst gut erfasst werden konnten. Zudem dienten die Pegelmessungen in den Piezometern für die Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells. Für die qualitative Beurteilung des Grundwassers wurde eine Messkampagne bei erhöhten Abflüssen durchgeführt.

Messkampagnen

Es wurde eine Messkampagne durchgeführt. Diese fand am 9. Oktober 2024 statt, bei einem kleineren Hochwasser mit einem Abfluss von 38 m^3/s. Bereits Ende September 2024 hatten Niederschläge nach einer Trockenphase den Abfluss von 4-5 m^3/s auf rund 20 m^3/s erhöht. Am 2. Oktober gab es ein Hochwasser mit 77 m^3/s. Bis zum 7. Oktober war der Abfluss wieder auf 15 m^3/s zurückgegangen.

Insgesamt war der September 2024 der Monat mit dem zweit geringsten Abfluss (6,7 m^3/s), der Oktober 2024 derjenige mit dem fünft höchsten Abfluss (19,0 m^3/s).

Die Veränderungen des Abflusses in der Birs vor und während der Probenahme hatte kaum einen Einfluss auf die Strömungsverhältnisse im Grundwasser. Dies geht aus der Grundwassermodellierung hervor. Das Pilotgebiet (**Karte 6.1**) wird hauptsächlich von Süden und Südwesten her angeströmt. Zudem strömt wahrscheinlich Grundwasser aus Südosten zu. Der südöstliche Anteil ist jedoch schwierig abzuschätzen, da in diesem Bereich die Rheintalflexur die Modellgrenze bildet und die Durchlässigkeit der Flexurzone nicht bekannt ist.

Der südwestliche Zustrom unterquert die Birs, wobei der Pegel der Birs zeitlich und örtlich teilweise über und teilweise unter dem Grundwasserspiegel liegt. Somit gibt es

dans le sud (en amont) du site pilote un tronçon où peuvent se produire à la fois une infiltration et une exfiltration. Dans la partie centrale, l'infiltration de la Birs est observée, tandis que l'exfiltration des eaux souterraines domine dans la partie nord. Comme l'ont montré des mesures précises du débit et de la température dans la Birs, les taux d'infiltration ne sont toutefois pas très élevés et se situent, selon les résultats des deux campagnes, entre 150 et 300 L/s. L'exfiltration se situe entre 100 et 300 L/s (Scherrer AG 2025, calcul du débit d'eau souterraine dans la Birs à partir de mesures de la température de l'eau et du débit).

Pour l'interprétation de l'origine et du transport des substances mesurées dans les eaux souterraines, cela signifie d'une part, qu'il y a un afflux important d'eau souterraine provenant du sud et du sud-ouest et, d'autre part, que l'eau de la Birs s'infiltre le long du site pilote.

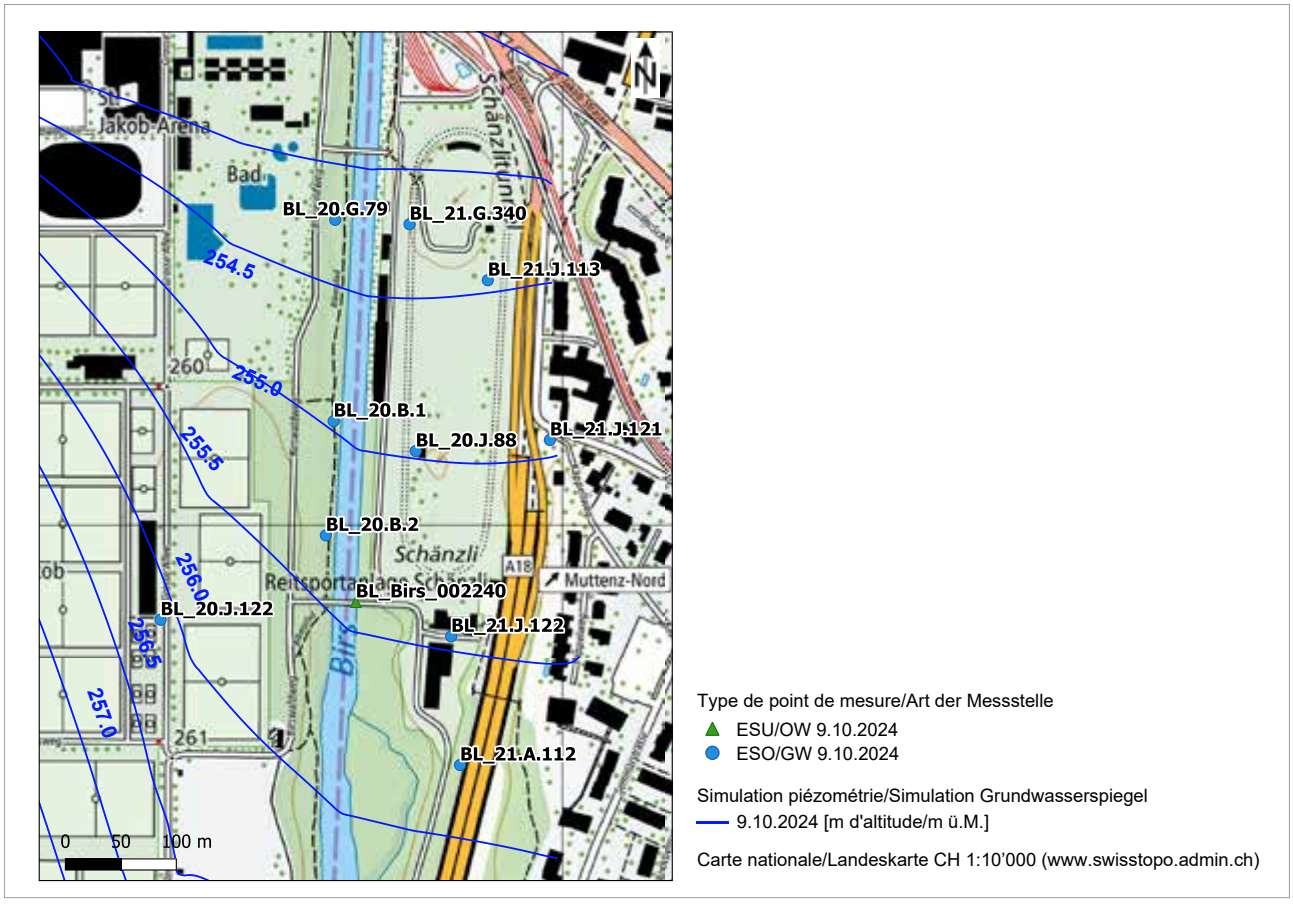
La situation, caractérisée par des précipitations plus fortes et des débits accrus depuis fin septembre 2024, a entraîné à plusieurs reprises un déversement des eaux usées dans la Birs. On peut donc supposer que des substances provenant de la Birs ont été introduites dans les eaux souterraines directement à proximité du site pilote avant le prélèvement des échantillons.

im Süden (Oberstrom) des Pilotgebiets einen Abschnitt, in welchem sowohl Infiltration als auch Exfiltration stattfinden kann. Im mittleren Abschnitt findet eine Infiltration von Birswasser statt und im nördlichen Abschnitt ist die Exfiltration von Grundwasser dominant.

Wie präzise Abfluss- und Temperaturmessungen in der Birs ergaben, sind die Infiltrationsraten jedoch nicht sehr gross und bewegen sich im Bereich von 150 bis 300 L/s wie in zwei Messkampagnen festgestellt wurde. Die Exfiltration liegt im Bereich von 100 bis 300 L/s (Scherrer AG 2025, Herleitung des Grundwasserzuflusses in die Birs mittels Messungen der Wassertemperatur und des Abflusses).

Für die Interpretation der Herkunft und des Transports der gemessenen Substanzen im Grundwasser bedeutet dies, dass einerseits ein bedeutender Grundwasserzustrom aus Süden und Südwesten erfolgt und andererseits Birswasser entlang des Pilotgebiets infiltriert.

Die Situation mit stärkeren Niederschlägen und erhöhten Abflüssen seit Ende September 2024 hatte immer wieder zu einer Entlastung der Kanalisation in die Birs geführt. Es ist daher davon auszugehen, dass vor der Probenahme Substanzen von der Birs direkt beim Pilotgebiet ins Grundwasser eingetragen wurden.



Carte 6.1 : Site pilote de la Birs avec les points de prélèvement (points marqués) et les isohypses des eaux souterraines (lignes bleues)

Karte 6.1: Pilotgebiet Birs mit Probenahmestellen (Punkte mit Beschriftung) und Isohypsen des Grundwassers (blaue Linien)

6.2.2.

Analyse des données NTS

Les analyses des eaux souterraines et de l'eau de la Birs ont été effectuées dans les laboratoires de l'Office de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires de Bâle-Campagne et de l'Office de l'environnement et de l'énergie du canton de Bâle-Ville. Ces deux laboratoires sont certifiés.

Mise à disposition et traitement des données

L'évaluation des analyses NTS sur le site pilote de la Birs a été réalisée par la société envibee. L'Office de l'environnement et de l'énergie de Bâle (AUE BS) a fourni à cet effet les mesures LC-HRMS en triplicat en mode d'ionisation positive et négative des 11 points de mesure. En outre, des mesures en triplicat ont été effectuées sur des échantillons à blanc prélevés sur le terrain et en laboratoire, ainsi que sur trois échantillons enrichis en analytes connus (appelés « substances cibles ») à raison de 0,05 µg/L chacun (1 x eau souterraine, 1 x station de pompage, 1 x Birs), également dans les deux modes d'ionisation.

Tous les fichiers de mesure ont été transmis au format Thermo.raw, puis convertis en un format ouvert à l'aide d'un logiciel de conversion, et les scans de masse ont été centroidisés. Tous les fichiers de mesure ont été complétés par des étalons internes marqués par des isotopes (ISTD) à différentes concentrations.

À partir des données LC-HRMS des fichiers de mesure convertis, des features ont été extraits au cours de plusieurs étapes de traitement successives. Pour ces fichiers de mesure (c'est-à-dire à différents points d'échantillonnage et, idéalement, dans toutes les mesures en triplicat), un feature contient le signal de mesure d'un analyte (c'est-à-dire le même pic chromatographique avec une masse et un temps de rétention constants, dans les limites d'une précision donnée). Les features ainsi composés ont ensuite été soumis à différentes analyses, notamment concernant leur présence à certains points de prélèvement, des boîtes à moustache illustrant les distributions d'intensité pour les features ciblés et non ciblés, des analyses statistiques visant à détecter des motifs d'intensité récurrents entre les features, ou encore des analyses en composantes principales portant sur la répartition des variances d'intensité entre les mesures ainsi que sur l'influence des features sur ces variances principales.

6.2.2.

Analyse der NTS-Daten

Die Grundwasseranalysen und die Analyse des Birswassers erfolgte in den Laboren des Amtes für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen in Basel-Landschaft und dem Amt für Umwelt und Energie des Kantons Basel-Stadt. Beides sind zertifizierte Labore.

Datenbereitstellung und -verarbeitung

Die Auswertung der NTS-Analysen im Pilotgebiet Birs wurden durch die Firma envibee durchgeführt. Das Amt für Umwelt und Energie Basel (AUE BS) hat dazu die LC-HRMS Triplikatmessungen im positiven und negativen Ionisierungsmodus der 11 Messstellen bereitgestellt. Zudem wurden Triplikatmessungen von Feld- und Labor-Blindmessungen und von drei mit bekannten Analyten (sog. Target-Substanzen) zu je 0,05 µg/L aufgestockte Proben (1x Grundwasser, 1x Pumpwerk, 1x Birs) übergeben, ebenfalls in beiden Ionisierungsmodi.

Sämtliche Messfiles wurden im Thermo raw-Format übermittelt und dann mit einer Konvertierungssoftware in ein offenes Format umgewandelt und die Massenscans dabei zentroidisiert. Alle Messfiles waren mit internen isotopenmarkierten Standards (ISTDs) mit unterschiedlichen Konzentrationen aufgestockt.

Aus den LC-HRMS-Daten der konvertierten Messfiles wurden in mehreren aufeinanderfolgenden Verarbeitungsschritten sogenannte Profile extrahiert. Ein Profil enthält für diese Messfiles (d.h. an verschiedenen Probenahmestellen und idealerweise in allen Triplikat-Messungen) das Messsignal eines Analyten (d.h. den gleichen chromatographischen Peak mit - innerhalb gegebener Genauigkeiten - gleichbleibender Masse und Retentionszeit). Die so komponentisierten Profile wurden abschliessend unterschiedlichen Analysen zugeführt, so zum Vorkommen an bestimmten Probenahmestellen, Boxplots der Intensitäts-Verteilungen für Target- und Non-Target-Profile, statistischen Analysen zur Detektion von gehäuften Intensitätsmustern zwischen den Profilen oder Hauptkomponentenanalysen zur Verteilung der Intensitäts-Varianzen über die Messungen hinweg sowie den Einfluss von Profilen auf diese Hauptvarianzen.

6.2.3.

Résultats des analyses ciblées

Description générale des données

Sur les 310 substances analysées, 81 présentaient des concentrations supérieures à la limite de quantification. Les substances détectées sont réparties en différentes familles. Les substances les plus fréquemment mesurées sont les produits pharmaceutiques puis des paramètres géochimiques, des pesticides, des métaux lourds et des PFAS.

Sur les 81 substances, 20 n'ont été détectées que dans la Birs. Parmi celles-ci figurent 12 substances pharmaceutiques, cinq pesticides, le benzotriazole ainsi que l'ammonium et le nitrite. De plus, les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans la Birs pour huit substances : quatre micropolluants, un métal lourd et trois paramètres géochimiques.

Outre ces substances mesurées à des concentrations élevées dans la Birs, 19 n'ont pas été détectées dans la rivière. Il s'agit de sept substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS), de cinq pesticides, de quatre métaux lourds, de deux hydrocarbures halogénés volatils (chloroforme et tétrachloroéthène) et de l'EDTA.

De plus, les concentrations les plus faibles de carbamazépine et de lamotrigine, ainsi que d'acide perfluorobutanoïque (PFBA) et d'acide perfluorooctane-sulfonique (PFOS), ont été mesurées dans la Birs. Les concentrations les plus faibles de deux métaux lourds et de sept paramètres géochimiques ont également été mesurées dans la Birs.

La **figure 6.2** montre le nombre de substances quantifiées sur le site de la Birs, réparties en différentes familles de substances. La somme totale des concentrations par point de mesure et par famille de substances est représentée dans la **figure 6.3**. Les métaux lourds et les paramètres géochimiques ne sont pas indiqués dans les deux figures.

La plupart des substances ont été détectées dans la Birs. Il est frappant de constater que les substances pharmaceutiques sont nettement plus présentes dans l'eau du fleuve que dans les eaux souterraines. On a également détecté nettement plus de pesticides dans la Birs. L'inverse est vrai pour les PFAS, dont seuls l'acide perfluorobutanoïque (PFBA) et l'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS), ont été détectés dans la Birs, contre huit dans les eaux souterraines.

Les hydrocarbures halogénés volatils ne sont pas présents dans la Birs. En raison de leurs propriétés, ils passent rapidement des eaux de surface à l'atmosphère. Du TFA et des adjuvants alimentaires tels que l'acésulfame ont été détectés aussi bien dans la Birs que dans les eaux souterraines.

6.2.3.

Ergebnisse der gezielten Analysen

Allgemeine Beschreibung der Daten

Von den insgesamt 310 analysierten Substanzen lagen bei 81 Substanzen die Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze. Die nachgewiesenen Substanzen können in verschiedene Gruppen aufgeteilt werden. Die am häufigsten gemessenen Substanzen sind Pharmazeutika gefolgt von geochemischen Parametern, Pestiziden, Schwermetallen und PFAS.

Von den 81 Substanzen wurden 20 nur in der Birs nachgewiesen. Darunter sind 12 Pharmaka, fünf Pestizide, Benzotriazol sowie Ammonium und Nitrit. Zudem wurden in der Birs bei acht Substanzen die höchsten Konzentrationen gemessen. Diese teilen sich auf in vier Spurenstoffe, ein Schwermetall und drei geochemische Parameter.

Neben diesen in hohen Konzentrationen in der Birs gemessenen Substanzen, gibt es 19, die nicht in der Birs gemessen werden. Dies sind sieben per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen, fünf Pestizide, vier Schwermetalle, zwei leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (Chloroform und Tetrachlorethen) und EDTA.

Zudem wurden die Pharmazeutika Carbamazepin und Lamotrigin sowie die per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen Perfluorbutansäure (PFBA) und Perfluoroctansulfonsäure (PFOS) in den niedrigsten Konzentrationen in der Birs gemessen. Auch wurden die tiefsten Konzentrationen von zwei Schwermetallen und sieben geochemischen Parametern in der Birs gemessen.

Die **Abbildung 6.2** zeigt die Anzahl der bei den Messpunkten im Pilotgebiet Birs quantifizierten Substanzen aufgeteilt nach verschiedenen Stoffgruppen. Die Gesamtsumme der Konzentrationen pro Messstelle und Stoffgruppe ist in **Abbildung 6.3** dargestellt. In den beiden Abbildungen sind die Schwermetalle und geochemischen Parameter nicht aufgeführt.

In der Birs wurden die meisten Substanzen nachgewiesen. Es fällt auf, dass vor allem die Stoffgruppe der Pharmazeutika im Flusswasser deutlich stärker vertreten ist als im Grundwasser. Auch wurden deutlich mehr Pestizide nachgewiesen in der Birs. Umgekehrt verhält es sich mit den per- und polyfluorierten Alkylverbindungen von welchen in der Birs nur zwei, Perfluorbutansäure (PFBA) und Perfluoroctansulfonsäure (PFOS), nachgewiesen wurden gegenüber acht im Grundwasser.

Die leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe sind in der Birs nicht vertreten. Durch ihre Stoffeigenschaften gelangen sie rasch aus dem Oberflächenwasser in die Atmosphäre. TFA und auch das Nahrungsergänzungsmittel Acesulfam wurden sowohl in der Birs als auch im Grundwasser nachgewiesen.

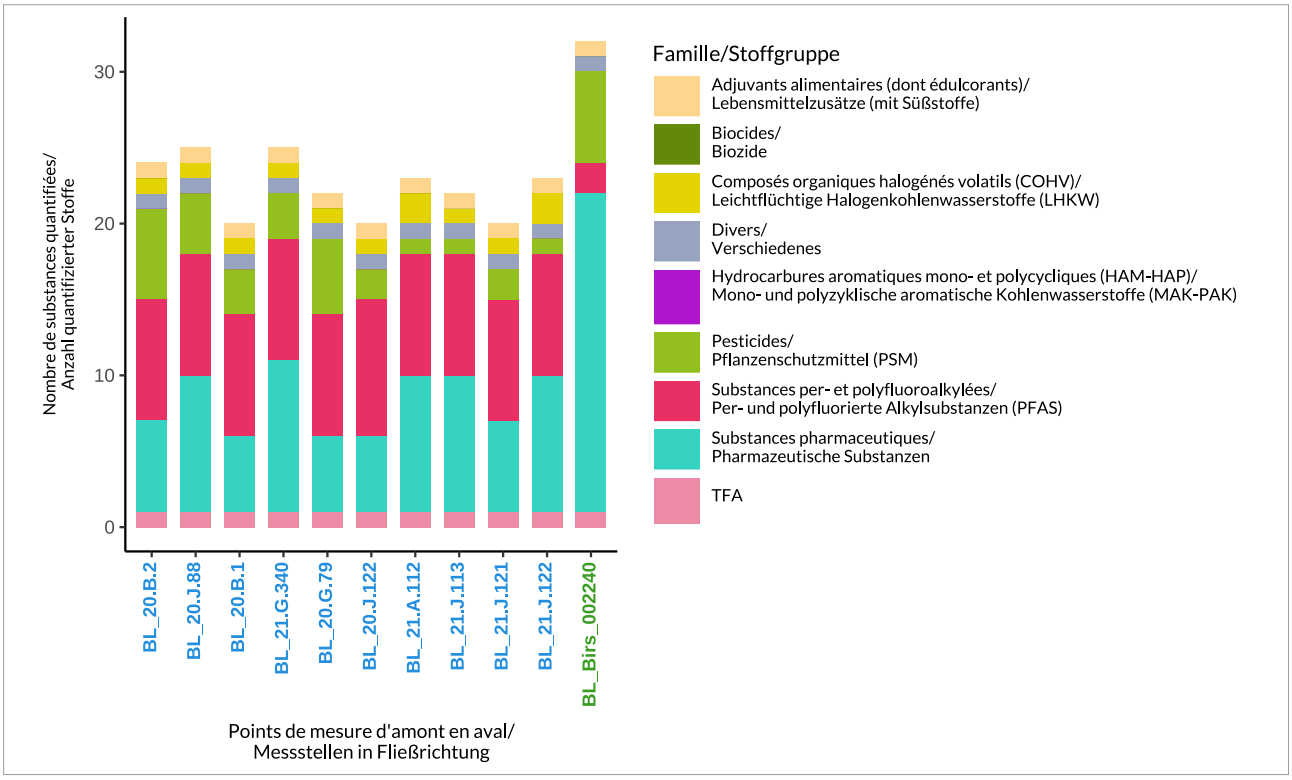


Figure 6.2: Nombre de substances détectées par point de mesure et par famille. Le plus grand nombre de substances a été détecté dans la Birs

Abbildung 6.2: Anzahl der pro Messpunkt nachgewiesenen Substanzen aufgeteilt in Stoffgruppen. Die grösste Anzahl Substanzen wurde in der Birs festgestellt

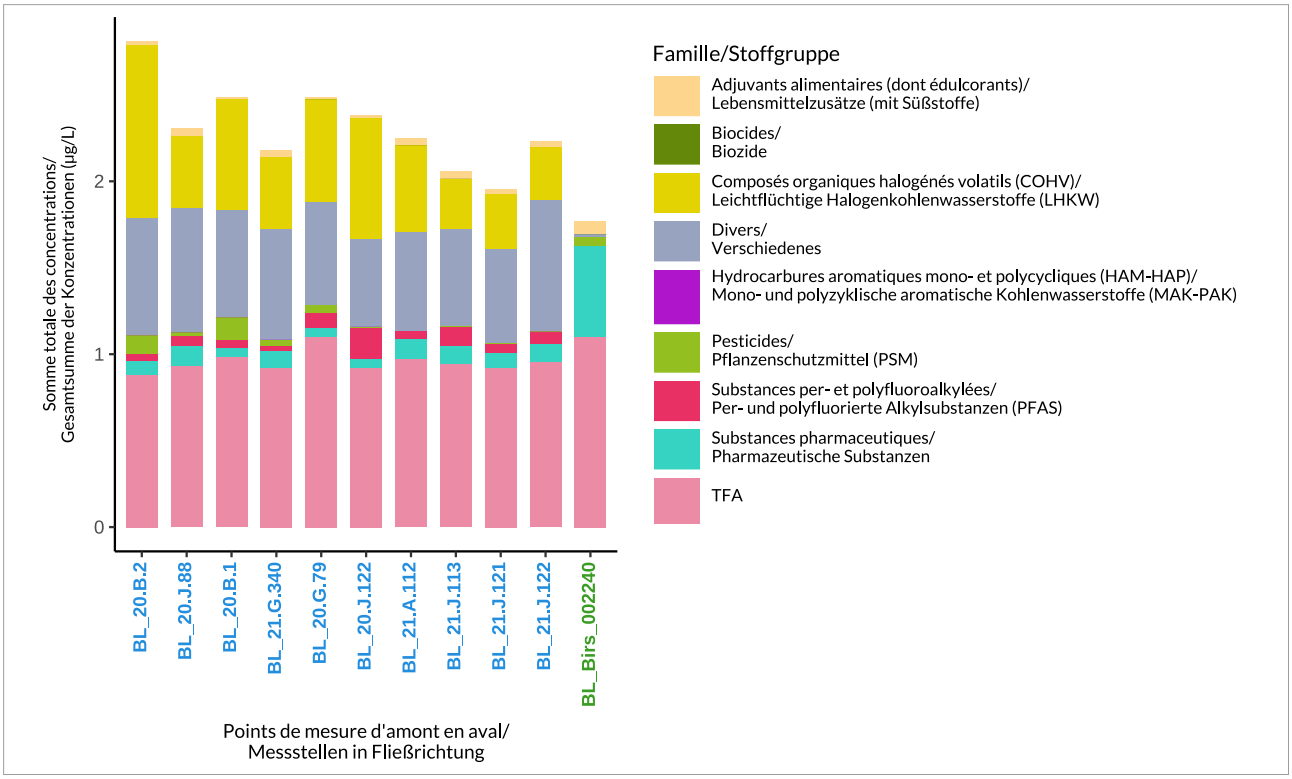


Figure 6.3: Concentration totale des substances par famille et par point de mesure. La somme totale des substances détectées est la plus faible dans la Birs

Abbildung 6.3: Summierte Konzentration der Substanzen pro Stoffgruppe je Messpunkt. Die Gesamtsumme der nachgewiesenen Substanzen ist in der Birs am geringsten

La Birs présente la somme des concentrations la plus faible. Cela s'explique notamment par le fait que l'EDTA n'est pas détectable dans la Birs. Il en est autrement pour les eaux souterraines, dans lesquelles l'EDTA est présent à des concentrations élevées comprises entre 0,51 et 0,76 µg/L (famille « Divers »). De plus, les concentrations de TFA dans la Birs sont certes les plus élevées, mais elles sont du même ordre de grandeur que dans les eaux souterraines.

Ce qui est toutefois frappant dans la Birs, c'est la concentration totale des substances pharmaceutiques, nettement plus élevée que dans les eaux souterraines.

Les PFAS, eux, sont non seulement présents en faible quantité dans la Birs, mais aussi en faibles concentrations.

Propriétés et répartition spatiale des substances

Pour la suite de l'évaluation, les micropolluants détectés ont été classés en deux catégories : ceux présents uniquement dans la Birs ou dans les eaux souterraines, et ceux présents à la fois dans la Birs et dans les eaux souterraines. Les valeurs log K_{OW} ont été attribuées aux substances. Les substances dont le log K_{OW} est inférieur à 1 sont hydrophiles, c'est-à-dire très solubles dans l'eau. Elles présentent une grande mobilité et se déplacent donc facilement dans les eaux souterraines ou de surface. Les substances dont le log K_{OW} est compris entre 1 et 3 présentent une mobilité moyenne, tandis que celles dont le log K_{OW} est supérieur à 3 sont lipophiles, donc peu mobiles, et s'accumulent dans les aquifères et les organismes.

Comme le montre le **tableau 6.1**, il existe des différences entre les valeurs log K_{OW} des différents groupes. Les substances présentes uniquement dans les eaux souterraines ont globalement des valeurs log K_{OW} plus élevées que celles qui ont été mesurées dans la Birs et les eaux souterraines. C'est particulièrement le cas pour le sous-groupe BG2, qui contient les substances avec les concentrations les plus élevées de tous les échantillons mesurés. Ces substances comprennent notamment l'acésulfame, la carbamazépine-10-11-époxyde, l'hydrochlorothiazide, le méthylbenzotriazole, le 4-/5- (somme), le TFA (trifluoroacétate) et l'iopamidol. Ce groupe comprend toutefois également des substances avec une valeur log K_{OW} relativement élevée : la venlafaxine (log K_{OW} = 3) et le tramadol (log K_{OW} = 2,5).

Les substances présentes uniquement dans les eaux souterraines affichent globalement des valeurs log K_{OW} nettement plus élevées que celles présentes dans la Birs et dans les eaux souterraines (**Tableau 6.1**). Il est toutefois surprenant que l'EDTA, qui présente une valeur log K_{OW} très faible de -3, ait été détecté sur tous les points de mesure des eaux souterraines, mais pas dans la Birs.

La Birs présente un large éventail de substances hydrophiles et lipophiles. Leur présence est imputable aux rejets d'eaux usées traitées, aux rejets d'eaux mixtes provenant des égouts, aux voies de circulation ou au ruissellement

Bei der Gesamtsumme der Konzentrationen, zeigt die Birs den niedrigsten Wert. Dies resultiert insbesondere daraus, dass EDTA in der Birs nicht nachweisbar ist. Dies im Gegensatz zum Grundwasser, in welchem EDTA in erhöhten Konzentrationen von 0,51 bis 0,76 µg/L vorkommt (siehe Stoffgruppe „Verschiedenes"). Weiter sind die TFA-Konzentration in der Birs zwar am höchsten, aber in derselben Grössenordnung wie im Grundwasser.

Auffallend in der Birs sind jedoch die Konzentration der Summe der pharmazeutischen Substanzen, die gegenüber dem Grundwasser deutlich erhöht ist.

Die per- und polyfluorierten Alkylverbindungen sind in der Birs nicht nur in geringer Anzahl, sondern auch mit geringen Konzentrationen vertreten.

Stoffeigenschaften und räumliche Verteilung der Substanzen

Für die weitere Auswertung wurden die nachgewiesenen Spurenstoffe eingeteilt, in solche, die nur in der Birs oder nur im Grundwasser vorkamen und solchen, die in der Birs und auch im Grundwasser vorhanden waren. Den Substanzen wurden die log K_{OW} Werte zugeordnet. Substanzen mit einem log K_{OW} < 1 sind hydrophil also stark wasserlöslich und weisen eine hohe Mobilität auf, bewegen sich somit leicht mit dem Grund- oder Oberflächenwasser. Substanzen mit einem log K_{OW} von 1 bis 3 weisen eine mittlere Mobilität auf und Substanzen mit einem log K_{OW} > 3 sind lipophil, damit wenig mobil und reichern sich im Grundwasserleiter und in Organismen an.

Wie der **Tabelle 6.1** entnommen werden kann, ergeben sich Unterschiede in den log K_{OW} Werten der verschiedenen Gruppen. Substanzen, die nur im Grundwasser vorhanden waren, weisen insgesamt höhere log K_{OW} Werte auf, als diejenigen, die in der Birs und dem Grundwasser gemessen wurden, insbesondere wenn die Untergruppe BG 2 betrachtet wird, die Substanzen enthält, die in der Birs im Rahmen der Messkampagne mit der höchsten resp. einer hohen Konzentrationen aller gemessenen Proben gemessen wurden. Bei diesen Substanzen handelt es sich u.a. um Acesulfam, Carbamazepin-10-11-epoxid, Hydrochlorothiazid, Methylbenzotriazol, 4-/5- (Summe), TFA (Trifluoracetat), Iopamidol. Mit Venlafaxin (log K_{OW} = 3) und Tramadol (log K_{OW} = 2.5) sind in dieser Gruppe jedoch auch Substanzen mit relativ hohem log K_{OW} Wert enthalten.

Substanzen, die nur im Grundwasser vorkommen, weisen insgesamt deutlich höhere log K_{OW} Werte auf, als diejenigen in der Birs und im Grundwasser (**Tabelle 6.1**). Erstaunlich ist jedoch, dass EDTA mit einem sehr tiefen log K_{OW} Wert von -3 in allen Grundwassermessstellen nachgewiesen wurde jedoch nicht in der Birs.

In der Birs ist ein breites Spektrum an hydrophilen und lipophilen Substanzen vertreten. Diese stammen aus Einträgen über das gereinigte Abwasser, Mischwasserentlastungen aus der Kanalisation, von Verkehrswegen oder aus der

	A	B	C	BG 1	BG 2
	Tous les micropolluants **Alle Spurenstoffe** **N=51** **log K_{ow}**	**Micropolluants dans la Birs et les eaux souterraines** **Birs** **N=18** **log K_{ow}**	**Micropolluants dans les eaux souterraines** **Grundwasser** **N=16** **log K_{ow}**	**Micropolluants dans la Birs et les eaux souterraines** **Birs & Grundwasser** **N=17** **log K_{ow}**	**Micropolluants dans la Birs et les eaux souterraines** **Birs & Grundwasser** **N=9** **log K_{ow}**
Minimum	-3.0§	-1.4	-3.0§	-1.4	-1.4
1er quartile **1. Quartil**	0.2	-0.4	1.2	-0.1	-0.5
Médiane **Median**	1.9	1.2	2.3	1.6	-0.1
3e quartile **3. Quartil**	2.6	2.0	2.8	2.5	2.1
Maximum	6.3*	4.5	3.7	6.3*	3.0

Tableau 6.1 : Coefficients de partage octanol-eau (log K_{OW}) de tous les micropolluants (familles : substances pharmaceutiques, pesticides, PFAS, adjuvants alimentaires et divers) répartis en groupe. A : tous les micropolluants ; B : micropolluants présents uniquement dans la Birs ; C : micropolluants uniquement présents dans les eaux souterraines ; BG 1 : micropolluants présents dans la Birs et les eaux souterraines ; BG 2 : sous groupe de BG 1, c'est-à-dire substances dont la concentration mesurée dans la Birs faisait partie des quatre plus élevées. (*L'irbésartan n'a été détecté qu'à proximité de la Birs, dans un point de mesure des eaux souterraines situé près du cours d'eau ; §EDTA)

Tabelle 6.1: Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (log K_{OW}) von allen Spurenstoffen (Stoffgruppen Pharmazeutika, Pflanzenschutzmittel, PFAS, Lebensmittelzusatzstoffe und Verschiedene) aufgeteilt in Gruppen.
A: alle Spurenstoffe; B: Spurenstoffe, nur in der Birs; G: Spurenstoffe, nur im Grundwasser; BG 1: Spurenstoffe, in der Birs und dem Grundwasser, BG 2: Untergruppe von BG 1, d.h. Stoffe, die in der Birs in der höchsten bis vierthöchsten Konzentration gemessen wurde. (*Irbesartan, wurde neben der Birs nur in einer flussnahen Grundwassermessstelle nachgewiesen; §EDTA)

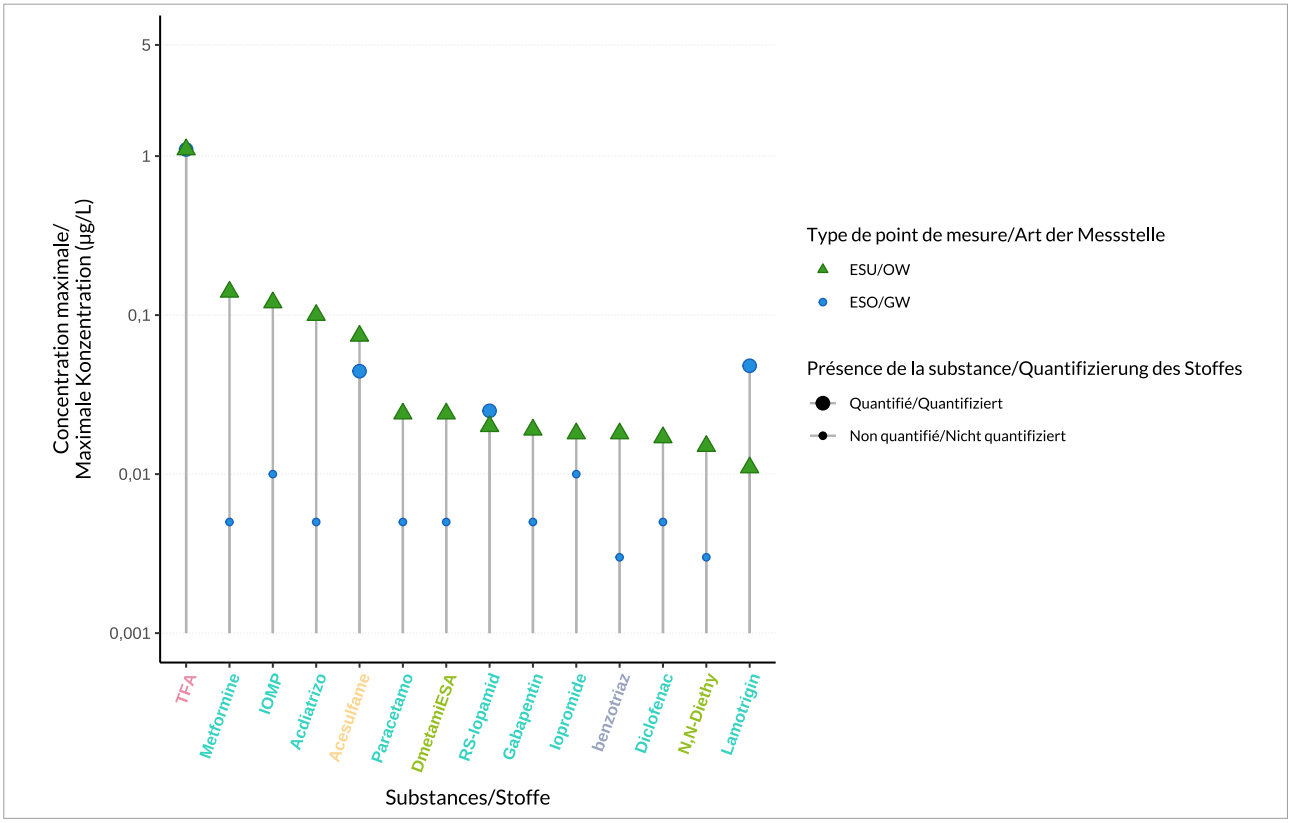


Figure 6.4 : Concentrations des substances détectées dans la Birs et les eaux souterraines (substances du groupe BG 1). La valeur indiquée dans les eaux souterraines correspond à la concentration maximale dans les eaux souterraines

Abbildung 6.4: Konzentrationen der Substanzen, die in der Birs und dem Grundwasser nachgewiesen (Substanzen der Gruppe BG 1). Die im Grundwasser angegebene Wert entspricht der maximalen Konzentration im Grundwasser

agricole. Les propriétés de sorption jouent donc un rôle secondaire dans la présence de ces substances dans la Birs.

Notons que la classification des substances en quatre groupes et les valeurs log K_{OW} ne permettent pas encore de tirer des conclusions concrètes sur l'origine des substances. On peut toutefois supposer que les substances présentant une valeur log K_{OW} faible et une concentration élevée dans la Birs (acésulfame, hydrochlorothiazide et TFA) sont introduites dans les eaux souterraines via les eaux de surface. Les substances avec une valeur log K_{OW} élevée et une faible concentration dans la Birs ne sont généralement pas ou plus transportées par la Birs, elles proviennent probablement d'autres sources ou de la désorption des substances de l'aquifère.

La **figure 6.4** montre les substances du groupe BG 1, c'est-à-dire les 17 substances qui ont été détectées dans la Birs et dans les eaux souterraines. Dans le cadre de la surveillance à long terme des eaux souterraines menée par le canton de Bâle-Campagne, dix de ces substances ont été détectées dans plus de 45 % des points de mesure (par exemple TFA, acésulfame, lamotrigine, sulfométhoxazole) et cinq dans 17 à 28 % des points de mesure (par exemple tramadol et iopamidol). Seules deux substances, un métabolite du nicosulfuron (UCSM) et l'irbésartan, ont été détectées dans moins de 10 % des points de mesure du canton.

Analyse par grappes

Une analyse par grappes a été réalisée afin de mettre en évidence les différences de composition des eaux souterraines dans le site pilote. Pour ce faire, les données relatives à 21 substances (paramètres géochimiques et micropolluants) détectées dans les 11 points de mesure ont été utilisées. L'analyse fait apparaître quatre groupes, la Birs et trois zones dans les eaux souterraines, qui se différencient les unes des autres. Les eaux souterraines à gauche (à l'ouest) de la Birs se distinguent de celles à droite (à l'est) de la Birs, le côté est pouvant être divisé en deux groupes. Une zone se situe le long de la Birs et une autre à la limite ouest de la zone d'étude (**Figure 6.5**). La répartition issue de l'analyse par grappes correspond très bien aux conditions d'écoulement des eaux souterraines telles qu'elles ont été calculées à l'aide du modèle des eaux souterraines.

Conditions d'écoulement

Comme mentionné dans la section « Campagnes de mesure », outre les analyses chimiques, des mesures du débit et de la température ont été effectuées dans la Birs. Une modélisation des eaux souterraines a été réalisée afin de mieux décrire l'origine des substances mesurées dans les eaux souterraines. Ces mesures complémentaires montrent d'une part que les eaux souterraines s'écoulent globalement du sud et du sud-ouest vers le site pilote et d'autre part, qu'il y a une infiltration de l'eau de la Birs et une exfiltration des eaux souterraines d'environ 100 à 300 L/s le long du cours d'eau.

Abschwemmungen aus der Landwirtschaft. Die Sorptionseigenschaften spielen daher eine untergeordnete Rolle für das Auftreten der Substanzen in der Birs.

Zu beachten ist, dass die Einteilung der Substanzen in die vier Gruppen und die log K_{OW} Werte noch keine konkreten Aussagen über die Herkunft der Substanzen zulassen. Tendenziell kann jedoch angenommen werden, dass Substanzen mit tiefem log K_{OW} Wert und hoher Konzentration in der Birs, eher über das Flusswasser ins Grundwasser eingetragen werden wie z.B. Acesulfam, Hydrochlorothiazid, TFA. Substanzen mit höherem log K_{OW} Wert und tiefer Konzentration in der Birs werden eher nicht oder nicht mehr über die Birs eingetragen, sondern stammen vermutlich aus anderen Quellen oder der Desorption der Substanzen aus dem Grundwasserleiter.

Die **Abbildung 6.4** zeigt die Substanzen aus der Gruppe BG 1, also die 17 Substanzen, die in der Birs und im Grundwasser nachgewiesen wurden. Im langjährigen Grundwassermonitoring des Kantons Basel-Landschaft konnten zehn dieser Substanzen an mehr als 45 % der Messstellen nachgewiesen werden (z.B. TFA, Acesulfam, Lamotrigin, Sulfomethoxazol) und fünf an 17 bis 28 % der Messstellen (z.B. Tramadol und Iopamidol). Nur zwei Substanzen, Nicosulfuron-TP(UCSM) und Irbesartan wurden an weniger als 10 % der Messstellen im Kanton nachgewiesen.

Clusteranalyse

Um Unterschiede in der Zusammensetzung des Grundwassers im Pilotgebiet besser aufzuzeigen wurde eine Clusteranalyse durchgeführt. Dazu dienten die Daten von 21 Substanzen (geochemische Parameter und Spurenstoffe), die an allen 11 Messstellen nachgewiesen wurden. Die Analyse ergibt vier Gruppen, die Birs und drei Bereiche im Grundwasser, die sich voneinander unterscheiden. Das Grundwasser links (westlich) der Birs kann dabei vom Grundwasser rechts (östlich) der Birs unterschieden werden, wobei sich die östliche Seite in zwei Gruppen einteilen lässt. Einen Bereich entlang der Birs und einen am westlichen Rand des Untersuchungsgebiets (**Abbildung 6.5**). Die Einteilung der Clusteranalyse passt sehr gut mit den Strömungsverhältnissen des Grundwassers überein wie sie auch mit dem Grundwassermodell berechnet wurden.

Strömungsverhältnisse

Wie im Abschnitt „Messkampagnen" erwähnt wurden neben den chemischen Analysen auch Abfluss- und Temperaturmessungen in der Birs durchgeführt und eine Grundwassermodellierung gemacht, um die Herkunft der gemessenen Substanzen im Grundwasser besser beschreiben zu können. Diese begleitenden Messungen zeigen, die generelle Strömungsrichtung des Grundwassers von Süden und Südwesten in das Pilotgebiet und eine Infiltration von Birswasser sowie eine Exfiltration aus dem Grundwasser in der Höhe von

Ces résultats sur le comportement de l'écoulement concordent avec ceux de l'analyse par grappes. Les analyses chimiques s'inscrivent également dans ce tableau des conditions d'écoulement. Certaines substances ne sont présentes que dans les eaux souterraines, elles ne proviennent probablement pas de la Birs. D'autres substances sont détectées en concentrations plus élevées dans la Birs et dans les eaux souterraines, preuve que la Birs a une influence sur les eaux souterraines.

Des prélèvements d'eau souterraine ont été effectués à plusieurs endroits dans la section étudiée de la Birs : environ 26 L/s au puits de Birsland (21.A.101) et jusqu'à 3 L/s aux puits 21.B.1 et 21.B.2. Il est possible que les prélèvements aient renforcé l'infiltration de la Birs dans les eaux souterraines, mais dans l'ensemble, l'infiltration naturelle de l'eau de la Birs, qui s'élève à quelques centaines de L/s, est d'un ordre de grandeur supérieur.

rund 100 bis 300 L/s entlang der rund 500 m langen Fliesssstrecke der Birs im Pilotgebiet.

Diese Resultate des Strömungsverhaltens passen gut mit dem Resultat der Clusteranalyse überein. Auch die chemischen Analysen passen gut in dieses Bild der Strömungsverhältnisse. Es gibt Substanzen, die nur im Grundwasser vorkommen und vermutlich nicht aus der Birs eingetragen werden. Daneben gibt es Substanzen, die in höheren Konzentrationen in der Birs und auch im Grundwasser nachgewiesen werden und den Einfluss der Birs auf das Grundwasser zeigen.

Während den Messungen wurde Grundwasser an mehreren Stellen im Bereich des untersuchten Birsabschnitts entnommen: Am Brunnen Birsland (21.A.101) ca. 26 L/s und an den Brunnen 21.B.1 und 21.B.2 zusammen bis zu ca. 3 L/s. Es ist möglich, dass die Entnahmen die Infiltration aus der Birs ins Grundwasser verstärkten, insgesamt ist die natürliche Infiltration von Birswasser mit ein paar 100 L/s jedoch um eine Grössenordnung höher.

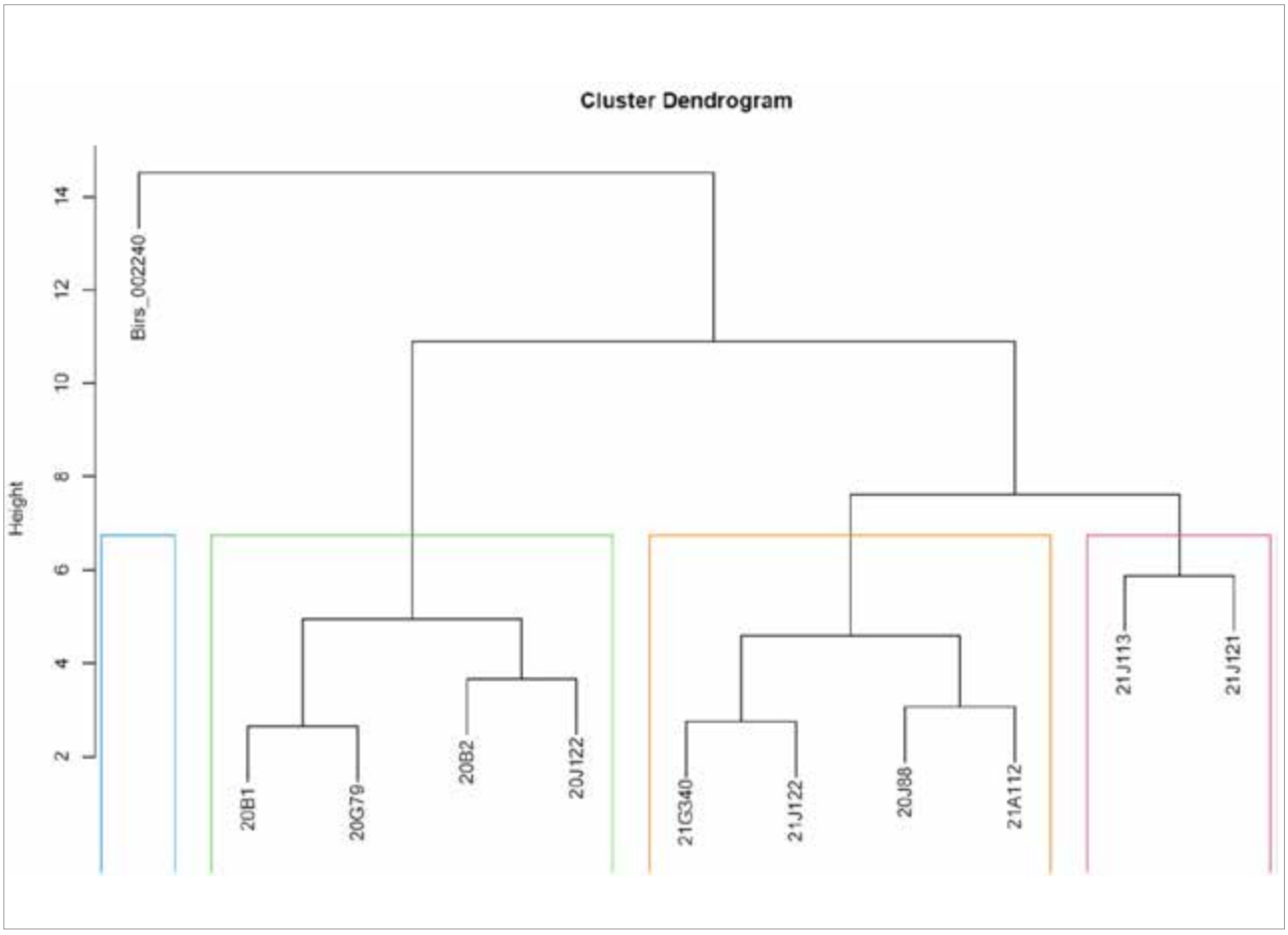


Figure 6.5 : Analyse par grappes des points de mesure dans le site pilote de la Birs.
L'eau de la Birs (marquée en bleu) présente des différences notables par rapport aux eaux souterraines.
Les eaux souterraines peuvent être divisées en deux zones (à l'est (orange et rouge) et à l'ouest (vert) de la Birs).

Abbildung 6.5: Clusteranalyse der Messstellen im Pilotgebiet Birs.
Das Wasser der Birs (blau markiert) weist deutliche Unterschiede zum Grundwasser auf.
Das Grundwasser kann in zwei Gebiete (östlich (orange und rot) und westlich (grün) der Birs) eingeteilt werden.

6.2.4.

Résultats des analyses non ciblées (NTS)

En mode d'ionisation positif (négatif, entre parenthèses), 17 661 (6 997) features ont été créés au total lors du traitement des données, qui ont été réduits à 1 390 (814) features ciblés et non ciblés pertinents après la componantisation, la prise en compte des blancs et des triplicats.

La proportion de features ciblés est nettement inférieure à celle des features non ciblés encore inconnus et ne couvre pas les plus intenses. En outre, seuls 9 (0) de ces features ont pu être attribués à des séries d'homologues. 30,2 (32,6) % des features ont été détectés à plus d'un site d'échantillonnage dans toutes les mesures en triplicat correspondantes ; 8,6 (9,6) % même dans plus de la moitié des sites. 34,0 (46,5) % des features ont pu être détectés dans la Birs, et 26,7 (40) % exclusivement à cet endroit et dans aucun autre ensemble complet de triplicats sur aucun des sites d'eau souterraine (ESO) ou de station de pompage (AEP). À l'inverse, seuls 7,3 (6,2) % des features sont présents à la fois dans la Birs et dans au moins un site ESO ou AEP, et ce malgré le fait que 73,3 (59,7) % des features soient détectables dans les triplicats dans au moins un site ESO ou AEP. Une petite partie des features est détectée dans toutes les mesures en triplicat sur tous les sites (Birs, ESO et AEP) et comprend en partie des features ciblés et non ciblés intensifs.

Traitement non ciblé

Des pics élevés pour les pics détectés des n = 1 352 features non-ciblé sont visibles en mode positif (**Figure 6.6**), notamment pour les points AEP 20.B.1 et 20.B.2 et dans la Birs. Alors que la Birs présente également des intensités médianes nettement plus élevées que les autres points, celles-ci étaient en revanche plus faibles pour les points 20.B.1 et 20.B.2. En mode négatif, on observe également des nombres de pics élevés pour le site pilote de la Birs, mais ceux-ci ne sont que légèrement plus élevés pour le point ESO 20.G.79. Alors que les intensités médianes en mode positif présentent des valeurs comparables pour les autres sites, elles varient davantage en mode négatif. Dans l'ensemble, les intensités des features sont nettement asymétriques, avec une fréquence décroissante vers les intensités plus élevées.

Traitement ciblé

Une petite partie des features a pu être attribuée, en mode d'ionisation positif (négatif), à 48 (13) des 324 (64) substances ciblées pouvant être identifiées à l'aide de la base de données. Les 15 molécules les plus intenses en mode positif sont : la metformine, la lamotrigine, l'O-desméthylvenlafaxine, le tramadol, la 4-formylaminoantipyrine, l'acide azoxystrobine, l'acide aténololique, le métoprolol, le sulfure de 4'-O-déméthylpantoprazole, le tacrolimus (FK-506), le N-(2,2,6,6-tétraméthylpipéridine-4-yl) acétamide, l'atraton, la 2-hydroxypropazine, la 2-hydroxyterbutylazine et le sul-

6.2.4.

Ergebnisse der NTS-Analysen

Im positiven (negativen, in Klammern) Ionisierungsmodus wurden insgesamt 17.661 (6.997) Profile in der Daten-Prozessierung gebildet, welche sich nach Komponentisierung, Blind-Filterung und zusätzlichem Replikat-Filter auf 1.390 (814) relevante Target- und Nontarget-Profile reduzieren.

Der Anteil an Target-Profilen ist dabei wesentlich kleiner als der Anteil noch unbekannter Nontarget-Profile, und deckt zudem nicht die intensivsten Profile ab. Weiterhin konnten nur 9 (0) dieser Profile homologen Reihen zugeordnet werden. Ein Anteil von 30,2 (32,6) % der Profile kann an mehr als einem Probenahme-Standort in allen zugehörigen Triplikat-Messungen nachgewiesen werden; 8,6 (9,6) % sogar an mehr als der Hälfte der Standorte. 34,0 (46,5) % der Profile konnten in der Birs nachgewiesen werden, und 26,7 (40) % ausschliesslich dort und in keinem anderen vollständigen Triplikat-Satz an irgendeinem der Grundwasser (GW)- oder Pumpwerk (PW)-Standorten. Umgekehrt kommen nur 7,3 (6,2) % der Profile sowohl in der Birs als auch an wenigstens einem GW- oder PW-Standort vor – und dies obwohl immerhin 73,3 (59,7) % der Profile an wenigstens einem GW- oder PW-Standort als Triplikat detektierbar sind. Ein kleinerer Teil der Profile kann zudem in allen Triplikat-Messungen an allen Standorten (Birs, GW und PW) nachgewiesen werden und umfasst dabei teils intensive Target- und Nontarget-Profile.

Non Target-Screening

Hohe Peak-Anzahlen für die detektierten Peaks der n = 1.352 Nontarget-Profile sind im positiven (**Abbildung 6.6**) Modus vor allem für die PW-Standorte 20.B.1 und 20.B.2 und in der Birs erkennbar. Während die Birs dabei ebenfalls deutlich höhere Median-Intensitäten als die übrigen Standorte aufweist, waren diese bei 20.B.1 und 20.B.2 hingegen niedriger. Im negativen Modus sind hohe Peak-Anzahlen zwar auch für das Pilotgebiet Birs zu beobachten – diese sind ansonsten aber nur etwas bei dem GW-Standort 20.G.79 erhöht. Während die Mediane der Intensitäten im positiven Modus für die übrigen Standorte vergleichbare Werte aufweisen, schwanken diese im negativen Modus stärker. Insgesamt sind die Profilintensitäten deutlich schief verteilt, mit abnehmenden Profilhäufigkeiten zu den höheren Intensitäten hin.

Target-Screening

Ein kleiner Anteil der Profile konnte im positiven (negativen) Ionisierungsmodus 48 (13) der insgesamt 324 (64) per Screening-Liste prüfbaren Target-Substanzen zugeordnet werden. Die 15 intensivsten Targets im positiven Modus sind: Metformin, Lamotrigin, O-Desmethylvenlafaxin, Tramadol, 4-Formylaminoantipyrin, Azoxystrobinsaeure, Atenololsaeure, Metoprolol, 4*-O-Desmethylpantoprazolsulfid, Tacrolimus_FK-506, N-(2,2,6,6-Tetramethylpiperidin-4-yl)acetamid, Atraton, 2-Hydroxypropazin, 2-Hydroxyter-

faméthoxazole. En mode négatif, 13 molécules intenses sont présentes : chlorothalonil R 611968, chlorothalonil R 417888, chlorothalonil SYN 507900, acide 4-isopropylbenzènesulfonique, chlorothalonil R 182281, acide cyclohexylsulfamique (cyclamate), saccharine, acésulfame, oxypurinol, bentazone, diméthachlore CGA 369873, sucralose et chlorothalonil SYN 548580.

Seules 7 (5) d'entre elles présentent une récupération fiable. En mode positif, la metformine (jusqu'à 0,134 µg/L) et la lamotrigine (jusqu'à 0,044 µg/L) se sont révélées être des valeurs aberrantes. Elles ont été détectées dans la Birs et dans pratiquement tous les points de mesure des eaux souterraines. En mode négatif, seul le chlorothalonil R 611968 se distingue sur quatre points de mesure.

Parmi les 10 features ciblés les plus intenses restants, les produits pharmaceutiques et leurs métabolites dominent également en mode positif, suivis par les pesticides et leurs métabolites. En mode négatif, outre les métabolites de pesticides du chlorothalonil mentionnés, les substances ciblées

buthylazin und Sulfamethoxazol. Im negativen Modus sind 13 intensive Targets vorhanden: Chlorothalonil R 611968, Chlorothalonil R 417888, Chlorothalonil SYN 507900, 4-Isopropylbenzolsulfonsaeure, Chlorthalonil R 182281, Cyclohexylsulfaminsaeure (Cyclamat), Saccharin, Acesulfam, Oxypurinol, Bentazon, Dimethachlor CGA 369873, Sucralose und Chlorthalonil SYN 548580.

Davon zeigen nur 7 (5) eine zuverlässige Wiederfindung. Im positiven Modus traten Metformin (bis 0,134 µg/L) und Lamotrigin (bis 0,044 µg/L) als Ausreisser auf. Sie wurden in der Birs und praktisch allen Grundwassermessstellen nachgewiesen. Im negativen Modus fällt nur das Chlorthalonil R 611968 in vier Messstellen auf.

Auch zwischen den übrigen 10 intensivsten Target-Profilen dominieren im positiven Modus Pharmazeutika und deren Metabolite und erst dann reihen sich Pestizide und deren Metabolite ein - wohingegen sich im negativen Modus neben den erwähnten Pestizid-Metaboliten des Chlorthalonil als kategorisierbare intensivste Target-Substanzen vor

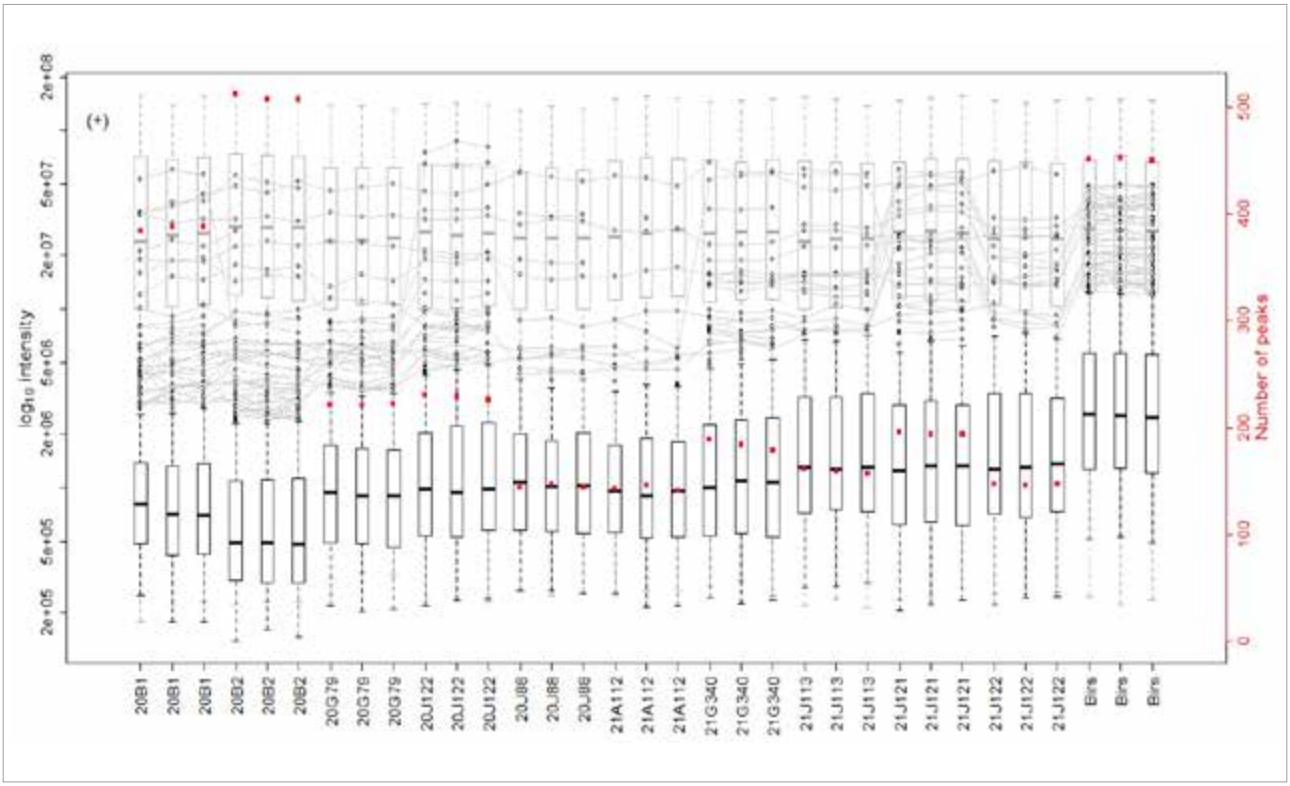


Figure 6.6 : Répartition des intensités maximales des substances inconnues (boîtes noires) et nombre de pics mesurés (marques rouges) dans les profils (n = 1 352) des mesures en triplicats des points de mesure en mode d'ionisation positive. Les valeurs aberrantes d'intensité voisines des mêmes substances cibles (cercles ronds) sont reliées par une ligne grise. La distribution des intensités des substances internes et standard calibrées à 0,1 µg/L est représentée en gris à des fins de comparaison (boîtes grises sans valeurs aberrantes d'intensité). Basé sur le filtre de profil [Replic_filter_pos] avec le filtre de composés [omit all target/suspect compounds]. (Loos, M. 2025, analyse des données NTS birs, enviBee GmbH).

Abbildung 6.6: Verteilung von Peak-Intensitäten unbekannter Substanzen (schwarze Boxplots) und Anzahlen gemessener Peaks (rote Markierungen) in den Profilen (n = 1.352) der Triplikat-Messungen der Messpunkte im positiven Ionisierungsmodus. Benachbarte Intensitäts-Ausreisser der gleichen Target-Substanzen (runde Kreise) sind mit einer grauen Linie verbunden. Die Verteilung der Intensitäten der internen und auf 0,1 µg/L skalierten Standard-Substanzen sind zum Vergleich grau dargestellt (graue Boxplots ohne Intensitäts-Ausreisser). Basierend auf Profil-Filter [Replic_filter_pos] mit Compounds-Filter [omit all target/suspect compounds]. (Loos, M. 2025, NTS Datenauswertung birs, enviBee GmbH).

les plus intenses pouvant être classées sont principalement les adjuvants alimentaires utilisés comme édulcorants, à savoir le cyclamate (récupération insuffisante pour indiquer la concentration), la saccharine (max. 0,026 µg/L), l'acésulfame (max. 0,080 µg/L) et le sucralose (récupération insuffisante). Les intensités les plus élevées pour ces édulcorants ont été détectées dans la Birs. Avec une concentration maximale quantifiable de 0,104 µg/L, il convient également de mentionner le métabolite pharmaceutique de l'oxypurinol, dont l'intensité maximale a été mesurée au point ESO 21.G.340. À l'exception de la metformine déjà mentionnée, les concentrations estimées pour les 10 autres cibles quantifiables sont inférieures à 0,1 µg/L.

Outre les catégories de substances mentionnées et les plus importantes en termes d'entrées dans la liste des cibles consultable, à savoir les produits pharmaceutiques, les adjuvants alimentaires, les pesticides et leurs deux métabolites, on trouve également, avec des intensités plus faibles et uniquement en mode positif, des drogues (n = 4), des produits chimiques industriels (n = 3) et des biocides (n = 1).

Statistiques multivariées

Trois méthodes statistiques multivariées ont été utilisées pour l'analyse approfondie des distributions d'intensité sur les points de mesure et les features. D'une part, une analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée pour mettre en évidence les distributions ou variances dominantes des intensités des features et les décomposer en composantes individuelles indépendantes les unes des autres, qui peuvent expliquer de manière échelonnée la plus grande partie possible de la variance totale de l'intensité.

Les trois premières composantes principales des résultats ACP en mode positif peuvent déjà représenter une grande partie (67 %) de la variation totale d'intensité. La première composante, qui est aussi la plus influente, permet notamment de distinguer les mesures en triplicat du point de la Birs de tous les autres points de mesures en tant que valeurs aberrantes, suivies de celles des points AEP 20.B.2 (deuxième composante) et 20.B.1 (troisième composante). Les autres points AEP et ESO ne se distinguent guère les uns des autres, c'est-à-dire qu'ils présentent un inventaire de features plutôt similaire ou numériquement subordonné en ce qui concerne la variation principale des intensités de mesure.

À partir de la deuxième composante, les valeurs aberrantes sont toutefois moins évidentes ; le point ESO 20.G.79 et l'ancien point AEP 20.B.1, en particulier, sont séparés des autres points par les deuxième et troisième composantes. Les échantillons 20.B.2 sont peu remarquables ici, mais ne devraient de toute façon être interprétés qu'avec réserve en mode négatif.

allem noch die als Süssungsmittel verwendeten Lebensmittel-Zusatzstoffe Cyclamat (Cyclohexylsulfaminsäure, (Wiederfindung zur Konzentrations-Angabe nicht ausreichend), Saccharin (max. 0,026 µg/L), Acesulfam (max. 0,080 µg/L) und Sucralose (Wiederfindung nicht ausreichend) finden. Die höchsten Intensitäten wurden für diese Süssstoffe durchweg in der Birs detektiert. Mit einer maximalen und hinsichtlich Wiederfindung quantifizierbaren Konzentration von 0,104 µg/L wäre ansonsten noch der Pharma-Metabolit Oxypurinol zu erwähnen, mit einer Maximalintensität am GW-Standort 21.G.340. Die abgeschätzten Konzentrationen liegen – vom bereits erwähnten Metformin abgesehen - für die übrigen 10 quantifizierbaren Targets unter 0,1 µg/L.

Neben den erwähnten und hinsichtlich Einträge in der abrufbaren Target-Liste grössten Substanz-Kategorien der Pharmaka, Pestizide, deren beider Metabolite und den Lebensmittelzusatzstoffen finden sich sonst mit niedrigeren Intensitäten und nur im positiven Modus noch Drogen (n = 4), Industriechemikalien (n = 3) und Biozide (n = 1).

Multivariate Statistik

Für die weitere Analyse der Intensitätsverteilungen über die Probenahme-Standorte und die Profile wurden drei multivariate statistische Verfahren eingesetzt. Einerseits wurde eine Hauptkomponenten-Analyse (principal component analysis, PCA) verwendet, um dominante Verteilungen bzw. -Varianzen der Profil-Intensitäten aufzuzeigen und in einzelne voneinander unabhängige Komponenten zu zerlegen, welche gestaffelt möglichst viel der gesamten Intensität-Varianz erklären können.

Bereits die ersten drei Hauptkomponenten der PCA-Ergebnisse im positiven Modus können bereits einen Großteil von 67 % der gesamten Intensitäts-Variation abbilden. Mit der ersten und damit einflussreichsten Komponente können vor allem die Triplikat-Messungen des Birs-Standorts von allen anderen Beprobungs-Standorten als Ausreißer unterschieden werden, gefolgt von denjenigen der PW-Standorte 20.B.2 (zweite Komponente) und 20.B.1 (dritte Komponente). Die übrigen PW- und GW-Standorte werden dabei kaum voneinander getrennt, d.h. weisen hinsichtlich der Hauptvariation der Messintensitäten ein eher ähnliches oder zahlenmäßig untergeordnetes Profilinventar auf.

Ab der zweiten Komponente treten Ausreisser allerdings weniger deutlich hervor; vor allem der GW-Standort 20.G.79 und der vormalige PW-Standort 20.B.1 werden durch die zweite und dritte Komponente von den übrigen Standorten abgetrennt. Die 20.B.2-Proben sind hier wenig auffällig, sollten im negativen Modus aber ohnehin nur unter Vorbehalt interpretiert werden.

Conclusions du traitement non ciblé

En résumé, on peut constater qu'au total, 1 390 et 814 analytes ont pu respectivement être détectés en mode d'ionisation positif et négatif lors des mesures LC-HRMS sur les 11 points avec des mesures en triplicat pour une seule date de prélèvement. Seule une petite partie de ces analytes peut être attribuée à des substances connues.

Une grande partie de la variation d'intensité de ces analytes peut s'expliquer par les différences entre les points de mesure de la Birs, les deux stations de pompage 20.B.1 et 20.B.2 situées relativement près de la Birs et tous les autres points.

Une grande partie des analytes, environ 70 %, est spécifique à un point de mesure. Les trois points de mesure mentionnés, Birs, 20.B.1 et 20.B.2, présentent notamment une multitude de features qui n'affichent une intensité accrue ou ne sont détectables qu'à ces endroits. En revanche, une partie nettement plus petite d'analytes détectables de manière ubiquitaire, y compris certaines substances connues et intenses, est présente.

Les médianes des intensités de tous les analytes sont généralement nettement inférieures aux médianes d'intensité calibrées à 0,1 µg/L des substances standard ajoutées sur tous les points. La largeur de la distribution d'intensité de ces substances standard indique ici une grande incertitude pour l'estimation des concentrations des différents analytes à partir de leurs intensités mesurées sans étapes de quantification plus précises.

Le prélèvement de la Birs présente les intensités médianes les plus élevées et un nombre élevé d'analytes. Cependant, des valeurs d'intensité aberrantes peuvent être détectées sur tous les points, en particulier pour les substances encore inconnues pouvant présenter une intensité proche de celle des substances standard ajoutées à raison de 0,1 µg/L.

Parmi les substances connues détectables, les substances pharmaceutiques, les pesticides et leurs métabolites, ainsi que les édulcorants dominent. Alors que les premières catégories de substances touchent également les stations de pompage, les édulcorants, tout comme les drogues, les produits chimiques industriels et les substances homologues, ne sont détectables que dans la Birse. Parmi les quelques substances connues les plus intenses pouvant être quantifiées avec une précision légèrement supérieure, seule la metformine, un métabolite du chlorothalonil, l'acésulfame et l'oxypurinol dépassent la limite de concentration de 0,05 µg/L.

La présente analyse ne reflète que l'instant t d'un seul échantillonnage. Au fil du temps et dans d'autres conditions hydrauliques, d'autres substances peuvent apparaître et d'autres conditions d'infiltration peuvent prévaloir, ce qui peut conduire à une image différente de la répartition des substances.

Schlussfolgerungen Non-Target-Screening

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass insgesamt 1.390 bzw. 814 Analyten im positiven bzw. negativen Ionisierungs-Modus der LC-HRMS-Messungen über alle 11 Beprobungs-Standorte mit Triplikatmessungen für ein einzelnes Probenahme-Datum nachgewiesen werden konnten. Nur ein kleiner Teil dieser Analyten lässt sich bekannten Substanzen zuordnen.

Ein Grossteil der Intensitäts-Variation dieser Analyten kann durch Unterschiede zwischen den Standorten der Birs, den beiden vergleichsweise nahe zur Birs gelegenen Pumpwerken 20.B.1 und 20.B.2 und allen anderen Standorten erklärt werden.

Ein Grossteil von ca. 70 % der Analyten ist spezifisch für einen Standort. Besonders die genannten drei Standorte Birs, 20.B.1 und 20.B.2 weisen eine Vielzahl an Profilen auf, die jeweils nur dort eine erhöhte Intensität aufweisen oder nur dort detektierbar sind. Demgegenüber steht ein wesentlich kleinerer Teil an ubiquitär detektierbaren Analyten, inklusive einiger bekannter und intensiver Substanzen.

Die Mediane der Intensitäten aller Analyten liegen an allen Standorten meist deutlich unter den auf 0,1 µg/L skalierten Intensitäts-Medianen zudotierter Standard-Substanzen. Die Breite der Intensitäts-Verteilung dieser Standard-Substanzen weist hierbei auf eine hohe Unsicherheit für die Abschätzung von Konzentrationen einzelner Analyten aus deren Mess-Intensitäten ohne genauere Quantifizierungs-Schritte hin.

Die Birs-Beprobung zeigt im Vergleich zu allen anderen Standorten zwar die höchsten Median-Intensitäten und eine hohe Anzahl an Analyten auf, Intensitäts-Ausreisser lassen sich aber über alle Standorte vor allem für die noch unbekannten Substanzen bis weit in den Intensitäts-Bereich der mit 0,1 µg/L zudotierten Standard-Substanzen nachweisen.

Bei den detektierbaren bekannten Substanzen dominieren Pharmazeutika, Pestizide und deren beider Metabolite, sowie Süssungsmittel. Während von den ersteren Substanzklassen auch die Pumpwerke betroffen sind, lassen sich die Süssungsmittel zusammen mit Drogen, Industriechemikalien und den homologen Substanzen nur in der Birs nachweisen. Von den wenigen mit etwas höherer Genauigkeit quantifizierbaren intensivsten bekannten Substanzen überschreiten nur Metformin, ein Chlorthalonil-Metabolit, Acesulfam und Oxypurinol die Konzentrationsgrenze von 0,05 µg/L.

Die vorliegende Analyse bildet nur eine Momentaufnahme einer einzelnen Beprobung ab. Im Verlaufe der Zeit und bei anderen hydraulischen Gegebenheiten können andere oder zusätzliche Stoffe auftreten und andere Infiltrationsverhältnisse herrschen, was zu einem anderen Bild der Stoffverteilung führen kann.

6.2.5.
Conclusion

Le site pilote de la Birs est situé sur la commune de Muttenz, dans le canton de Bâle-Campagne, à environ deux kilomètres en amont de la confluence de la Birs et du Rhin. Le site est entouré d'espaces urbains comprenant des installations de loisirs, des routes et des zones résidentielles. Les eaux souterraines sont utilisées pour l'approvisionnement en eau. Une station d'épuration est implantée à environ 15 km en amont de la Birs. De même, les eaux usées sont rejetées dans la Birs par des déversoirs d'eaux mixtes en cas de pluie.

La commune prévoit une revalorisation urbaine du site avec une revitalisation de la Birs, des aménagements de loisirs et un aménagement proche de la nature. Le captage d'eau potable doit être maintenu et des zones de protection des eaux souterraines doivent être délimitées.

Les analyses spécifiques réalisées dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin ont permis de décrire plus précisément le site sur le plan hydrogéologique et d'en déduire des mesures pour protéger le captage d'eau potable.

Des échantillons ont été prélevés sur dix points de mesure en eaux souterraines et dans la Birs lors d'un débit accru après une période de sécheresse puis analysés pour détecter 310 substances différentes, dont 81 ont été quantifiées. C'est la Birs qui contenait le plus grand nombre de substances. Cependant, la somme totale des concentrations des substances détectées dans la Birs était inférieure à celles des eaux souterraines.

Environ un tiers des substances ont été détectées uniquement dans la Birs, un autre tiers uniquement dans les eaux souterraines, et le dernier tiers à la fois dans la Birs et dans les eaux souterraines. Les propriétés des substances, exprimées en rapport log K_{OW} (rapport octanol-eau), présentent des différences. Les substances hydrophiles ont tendance à être présentes à la fois dans la Birs et dans les eaux souterraines. Les substances qui n'ont été mesurées que dans les eaux souterraines sont plutôt hydrophobes. Les propriétés des substances peuvent donc avoir une influence sur leur répartition.

Les familles de substances dominantes en termes de nombre et de concentration mesurées étaient les substances pharmaceutiques et les PFAS. Les pesticides ont joué un rôle moins important. Les hydrocarbures halogénés volatils n'étaient présents que dans les eaux souterraines, mais à des concentrations plus élevées que les autres substances.

Une analyse par clustering a permis de déterminer un zonage des points de mesure qui correspond bien aux conditions d'écoulement issues de la modélisation des eaux souterraines et aux conditions d'infiltration et d'exfiltration de la Birs et des eaux souterraines. Le sens principal de l'écoulement des eaux souterraines est du sud et du sud-est vers le site pilote. La Birs s'infiltre en fonction des conditions hydrauliques. Par

6.2.5.
Schlussfolgerung

Das Pilotgebiet Birs befindet sich in der Gemeinde Muttenz im Kanton Basel-Landschaft gut zwei Kilometer vor der Einmündung der Birs in den Rhein. Der Standort ist eingebettet in urbane Nutzungen mit Freizeitanlagen, Strassen und Siedlungsgebieten. Das Grundwasser wird für die Wasserversorgung genutzt. Rund 15 km im Oberstrom der Birs ist eine Kläranlage vorhanden. Ebenso wird über Mischwasserentlastungen bei Regenwetter Abwasser in die Birs eingeleitet.

Die Gemeinde plant eine urbane Aufwertung des Standortes mit einer Revitalisierung der Birs, Freizeitnutzung und naturnaher Gestaltung. Die Trinkwasserfassung soll aufrechterhalten und Grundwasserschutzzonen ausgeschieden werden.

Mit den spezifischen Abklärungen im Projekt ERMES-ii konnte der Standort hydrogeologisch genauer beschrieben und daraus abgeleitet Massnahmen zum Schutz der Trinkwasserfassung getroffen werden.

An zehn Grundwassermessstellen und in der Birs wurden bei einem erhöhten Abfluss nach einer Trockenphase Proben entnommen und auf 310 verschiedene Substanzen untersucht, von welchen 81 nachgewiesen werden konnten. Dabei wies die Birs die meisten Substanzen auf. Jedoch war die Gesamtsumme der nachgewiesenen Substanzen in der Birs geringer als diejenigen in den Grundwasseraufschlüssen.

Je rund ein Drittel der Substanzen wurde nur in der Birs, nur im Grundwasser oder dann in der Birs und im Grundwasser gefunden. Die Stoffeigenschaften der Substanzen ausgedrückt im log K_{OW}-Verhältnis (Oktanol-Wasser-Verhältnis) zeigt Unterschiede. In der Tendenz sind hydrophilere Substanzen sowohl in der Birs als auch im Grundwasser vorhanden. Substanzen die nur im Grundwasser gemessen wurden sind eher hydrophob. Die Stoffeigenschaften können also einen Einfluss auf die Verteilungsmuster von Substanzen haben.

Die dominanten Stoffgruppen von der Anzahl und Konzentration der gemessenen Substanzen waren die Pharmazeutika und die PFAS. Pestizide spielten eine geringerere Rolle. Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe waren nur im Grundwasser vorhanden, dort allerdings im Vergleich zu den anderen Substanzen in erhöhten Konzentrationen.

Mit einer Clusteranalyse konnte eine Zonierung der Messpunkte festgestellt werden, die gut mit den Strömungsverhältnissen aus der Grundwassermodellierung und den Infiltrations- und Exfiltrationsverhältnissen von Birs und Grundwasser entsprechen. Die Hauptströmungsrichtung des Grundwassers ist von Süden und Südosten in das Pilotgebiet. Die Birs infiltriert in Abhängigkeit der hydraulischen Verhältnisse. Bei Trockenwettersituationen wurden mit Abfluss und Temperaturmessungen Infiltrationsraten von 150 bis 300 L/s berechnet.

temps sec, les mesures du débit et de la température ont permis de calculer des taux d'infiltration de 150 à 300 L/s.

Des analyses non ciblées supplémentaires (analyses NTS au moyen de mesure LC-HRMS), qui ne recherchent pas spécifiquement des substances individuelles, mais tentent d'identifier autant de substances que possible en fonction de la méthode d'analyse, ont permis de détecter de nombreux features (n = 1 390). Cependant, seules quelques substances ont pu être attribuées à ces features. Les concentrations estimées sont généralement inférieures à 0,1 µg/L. Il existe toutefois quelques valeurs aberrantes. Dans l'ensemble, la répartition des substances issue des analyses NTS est toutefois comparable à celle issue des analyses « classiques », à l'exception du fait qu'il existe beaucoup plus de substances que celles qui peuvent être détectées par les analyses ciblées.

En résumé, on peut affirmer que la qualité de l'eau de la Birs a une influence sur les substances mesurables dans les eaux souterraines. Lors d'une revitalisation de la Birs dans la zone pilote, il faudra donc prêter attention à la section de la Birs qui sera réaménagée et qui modifiera ainsi les conditions d'infiltration. Les apports d'eau souterraine provenant du sud et du sud-est sont toutefois tout aussi déterminants pour l'évaluation de la situation globale.

Bei zusätzlich durchgeführten Non Target Analysen (NTS Analytik mittels LC-HRMS-Messungen) bei welcher nicht spezifisch auf einzelne Substanzen gesucht wird, sondern in Abhängigkeit der Analysenmethode versucht wird, möglichst weitere Substanzen zu detektieren, konnte viele Peaks (n = 1.390) festgestellt werden. Jedoch nur wenige Peaks konnten Substanzen zugewiesen werden. Die abgeschätzten Konzentrationen liegen meist unter 0,1 µg/L. Allerdings gibt es einige Ausreisser. Insgesamt ist das Bild der Verteilung der Substanzen aus der NTS Analysen jedoch vergleichbar mit dem Bild der «klassischen» Analytik, ausser dass noch wesentlich mehr Substanzen vorhanden sind, als bei der gezielten Analytik festgestellt werden können.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Wasserqualität der Birs einen Einfluss auf die im Grundwasser messbaren Substanzen hat. Bei einer Revitalisation der Birs im Pilotgebiet muss daher darauf geachtet werden, welcher Abschnitt der Birs umgestaltet und dadurch die Infiltationsverhältnisse verändert werden. Der Grundwasserzustrom aus Süden und Südosten sind jedoch für die Beurteilung der Gesamtsituation ebenso entscheidend.

6.3.
Site pilote de la Wiese

6.3.1.
Stratégie de mesure mise en œuvre

L'étude vise à évaluer l'influence des déversements pluviaux de la station d'épuration de Steinen et à mesurer l'impact des rejets directs potentiels sur la qualité de l'eau de la Wiese et des eaux souterraines adjacentes situées sur la zone des Lange Erlen (Bâle). L'analyse porte plus particulièrement sur les variations enregistrées lors d'épisodes de fortes pluies et leur incidence sur le captage d'eau brute.

Programme de mesure

Le prélèvement des échantillons a été réalisé dans deux conditions hydrologiques nettement différentes, afin de caractériser à la fois les situations de basses eaux et de crues (**Figures 6.7** et **6.8**).

La première campagne a été réalisée pendant une période prolongée de temps sec (de janvier à février 2023) et sert de mesure de référence (zéro).

La seconde campagne a eu lieu lors d'un épisode de fortes pluies du 13 au 15 novembre 2023, qui a entraîné un déversement direct de la station d'épuration de Steinen. Pendant cette période, les abords des digues contre les crues de la Wiese ont également été inondées.

En cas de crue, la rupture du lit colmaté et l'inondation des plaines alluviales entraînent une infiltration nettement plus importante d'eau dans la nappe phréatique. C'est pourquoi les concentrations de polluants ont été comparées pour les deux situations hydrologiques. Comme l'onde de crue contient généralement une charge polluante plus élevée que la décrue, les échantillons ont été prélevés à la fois pendant la montée de la crue et la décrue.

6.3.2.
Analyse des données NTS

L'échantillon est séparé chromatographiquement par RP-HPLC et détecté par spectrométrie de masse à haute résolution en mode full scan. Pour l'identification univoque des analytes, des spectres de fragmentation MS/MS (MS^2) sont acquis en mode DDA.

Pour l'analyse, plus de 200 substances marquées sont ajoutées en tant qu'étalons internes (ISTD). Celles-ci servent, en analyse ciblée, à la correction des effets de matrice et, en analyse non ciblée (Non-Target Screening, NTS), à l'alignement des temps de rétention ainsi qu'à la recalibration des masses, afin de garantir une comparabilité et une exactitude des résultats aussi élevées que possible.

6.3.
Pilotgebiet Wiese

6.3.1.
Messstrategie

Ziel der Untersuchung ist die Bewertung des Einflusses von Regenwasserentlastungen der Kläranlage Steinen sowie potenzieller Direkteinleitungen auf die Wasserqualität der Wiese und des angrenzenden Grundwassers in den Langen Erlen (Basel). Untersucht werden insbesondere Veränderungen bei Starkregenereignissen und deren Relevanz für die Rohwassergewinnung.

Messprogramm

Die Probenahme erfolgte unter zwei hydrologisch deutlich unterschiedlichen Bedingungen, um sowohl Niedrigwasser- als auch Hochwassersituationen umfassend zu charakterisieren (**Abbildungen 6.7** und **6.8**).

Die erste Kampagne wurde während einer länger anhaltenden Trockenwetterperiode im Januar und Februar 2023 durchgeführt und dient als Nullmessung.

Die zweite Kampagne fand während eines Starkregenereignisses vom 13. bis 15. November 2023 statt, das zu einer Direktentlastung der Kläranlage Steinen führte. In diesem Zeitraum wurde zudem das Vorland der Hochwasserdämme der Wiese überflutet.

Bei Hochwasser infiltriert aufgrund des Aufreißens der kolmatierten Flusssohle sowie der Überflutung des Wiese-Vorlands deutlich mehr Wasser in das Grundwasser. Aus diesem Grund wurden die Schadstoffkonzentrationen der beiden hydrologischen Zustände verglichen. Da die ansteigende Hochwasserwelle in der Regel höhere Schadstofffrachten aufweist als der weitere Verlauf, erfolgte die Beprobung sowohl während der ansteigenden als auch der abklingenden Hochwasserphase.

6.3.2.
Analyse der NTS-Daten

Die Probe wird mittels RP-HPLC chromatographisch getrennt und mit hochauflösender Massenspektrometrie im Full-Scan-Modus detektiert. Zur eindeutigen Identifizierung der Analyten werden im DDA-Modus MS/MS-Fragmentspektren (MS^2) aufgenommen.

Zur Analyse werden über 200 markierte Substanzen als interne Standards (ISTD) zugesetzt. Diese dienen in der Targetanalytik zur Korrektur von Matrixeffekten sowie in der Non-Target-Screening-Analytik (NTS) zur Retentionszeit-Alignment und zur Rekalibrierung der Massen, um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit und Genauigkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

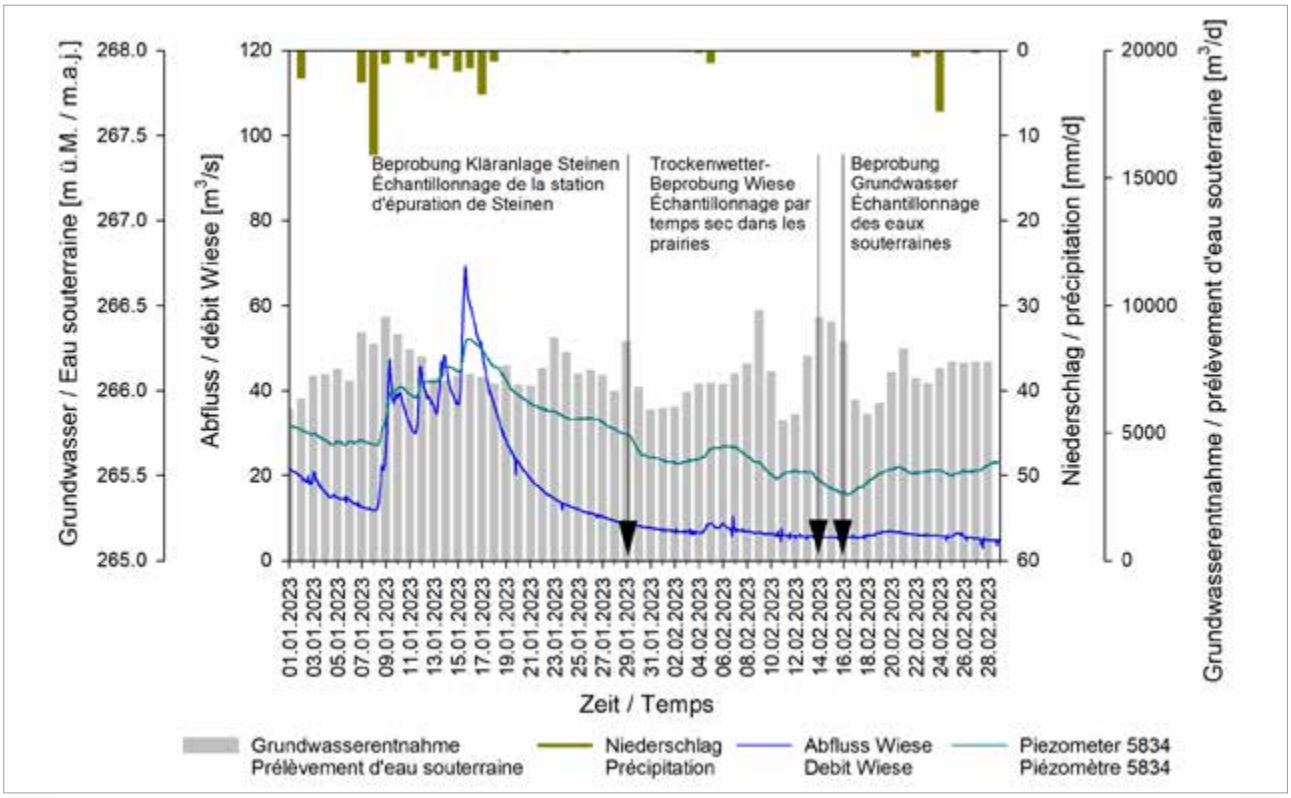


Figure 6.7 : Situation hydraulique lors de l'échantillonnage par temps sec (campagne 1)

Abbildung 6.7: Hydraulische Situation während der Trockenwetterbeprobung (Kampagne 1)

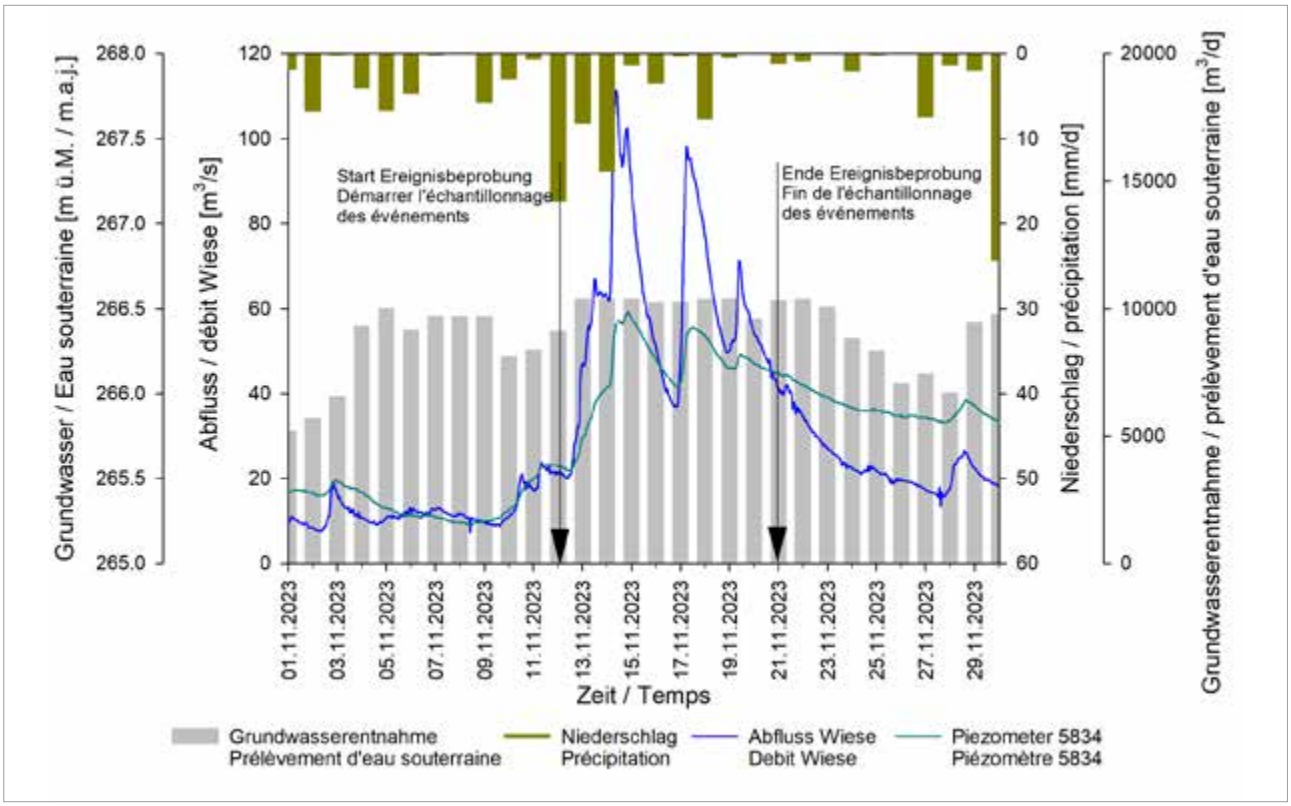


Figure 6.8 : Situation hydraulique lors de l'échantillonnage au cours de l'événement pluvieux (campagne 2)

Abbildung 6.8: Hydraulische Situation während der Ereignisbeprobung (Kampagne 2)

L'extrait préparé est analysé en triplicats par LC-HRMS/MS. La séparation chromatographique est réalisée sur une colonne en phase inverse (Agilent Zorbax Eclipse Plus C18, 2,1 × 150 mm, 3,5 µm). Les phases mobiles utilisées sont de l'eau (Nanopur) acidifiée avec 0,1 % d'acide formique et du méthanol. Le gradient d'élution atteint une proportion de méthanol de 98 % en 19 minutes.

6.3.3.

Résultats des analyses ciblées

Période de temps sec

Les concentrations dans les effluents de la station d'épuration de Steinen pendant la période de temps sec du 22 janvier 2023 au 29 janvier 2023 ont été comparées aux concentrations dans la Wiese. Pour la Wiese, la médiane des mesures annuelles 2023 ainsi que l'échantillon du 14 février 2023 ont servi de référence.

Une estimation a été effectuée sur le point de prélèvement *Wiese_Hochbergerstr-165_R_Ufer* pour déterminer la part des micropolluants d'origine strictement anthropique pouvant provenir de la station d'épuration de Steinen. L'estimation repose sur un facteur de dilution de 70. La part estimée est d'environ 20 %[1].

Les concentrations dans la Wiese et dans les eaux souterraines sont comparables. Les concentrations d'origine géogène peuvent augmenter lors du passage dans le sous-sol.

La **figure 6.9** montre le nombre de substances quantifiées aux points de mesure du site pilote de la Wiese, réparties selon différentes familles de substances. La somme totale des concentrations par point de mesure et par famille de substances est présentée à la **figure 6.10**. Les métaux lourds et les paramètres géochimiques n'apparaissent pas sur ces deux figures.

Les paramètres les plus fréquemment détectés sont les substances pharmaceutiques, suivis selon le point de mesure par les produits phytosanitaires et les adjuvants alimentaires (**Figure 6.9**). Si l'on considère la somme totale des concentrations par point de mesure, la STEU de Steinen dépasse largement tous les autres points de mesure (**Figure 6.10**). La majorité des concentrations maximales mesurées dans les eaux souterraines est inférieure à 0,1 µg/L. Seul le sucralose présente des valeurs légèrement supérieures, tandis qu'à la STEU de Steinen la concentration la plus élevée (environ 10 µg/L) a été relevée pour le benzotriazole (**Figure 6.11**).

1. Information Station d'épuration de Steinen – M. J. Klettke : Les polluants anthropiques arrivent dans la Wiese par les stations d'épuration de Steinen, Todtnau et Wembach (Schönau). Valeurs de raccordement en équivalents-habitants (EH) : valeurs réelles de raccordement selon la DCO pour la station d'épuration de Steinen env. 53 000 EH, 14 200 EH pour Wembach et 18 000 EH pour Todtnau.

Der aufgearbeitete Extrakt wird in Triplikaten mittels LC-HRMS/MS analysiert. Die chromatographische Trennung erfolgt auf einer RP-Säule (Agilent Zorbax Eclipse Plus C18, 2,1 × 150 mm, 3,5 µm). Als mobile Phasen werden mit 0,1 % Ameisensäure angesäuertes Wasser (Nanopur) und Methanol verwendet. Der Gradientenelutionslauf erreicht innerhalb von 19 Minuten einen Methanolanteil von 98 %

6.3.3.

Ergebnisse der gezielten Analysen

Trockenwetterperiode

Verglichen wurden die Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Steinen während der Trockenwetterperiode vom 22.01.2023 bis 29.01.2023 mit den Konzentrationen in der Wiese. Als Referenz für die Wiese dienten der Median der Jahresmessungen 2023 sowie die Stichprobe vom 14.02.2023.

Es wurde abgeschätzt, welcher Anteil der an der Probenahmestelle *Wiese_Hochbergerstr-165_R_Ufer* gemessenen rein anthropogenen Spurenstoffe aus der Kläranlage Steinen stammen könnte. Der Abschätzung liegt ein Verdünnungsfaktor von 70 zugrunde. Die grobe Abschätzung ergibt einen Anteil von rund 20 %[1].

Die Stoffkonzentrationen zwischen Wiese und Grundwasser sind vergleichbar. Die Konzentrationen von Stoffen geogenen Ursprungs können sich bei der Passage durch den Untergrund erhöhen.

Die **Abbildung 6.9** zeigt die Anzahl der bei den Messstellen im Pilotgebiet Wiese quantifizierten Substanzen aufgeteilt nach verschiedenen Stoffgruppen. Die Gesamtsumme der Konzentrationen pro Messstelle und Stoffgruppe ist in **Abbildung 6.10** dargestellt. In den beiden Abbildungen sind die Schwermetalle und geochemischen Parameter nicht aufgeführt.

Die am häufigsten nachgewiesenen Substanzen sind Pharmazeutika gefolgt je nach Probennahme-Standort von Pflanzenschutzmitteln und Nahrungsergänzungsmittel (**Abbildung 6.9**). Betrachtet man die Gesamtsumme der Konzentrationen pro Messstelle überlagert die ARA-Steinen alle anderen Messstellen bei weitem (**Abbildung 6.10**). Der Grossteil der Maximal-Konzentrationen im Grundwasser beträgt weniger als 0,1 µg/L, nur Sucralose liegt leicht darüber, während bei der ARA-Steinen die höchste Konzentration von knapp 10 µg/L für Benzotriazol gemessen wurde (**Abbildung 6.11**).

1. Information Kläranlage Steinen – Herr J. Klettke: Die anthropogenen Schadstoffe kommen durch die Kläranlagen in Steinen, Todtnau und Wembach (Schönau) in die Wiese. EW Anschlusswerte: reale Anschlusswerte nach CSB Kläranlage Steinen ca. 53.000 EW, 14.200 Wembach und 18.000 Todtnau.

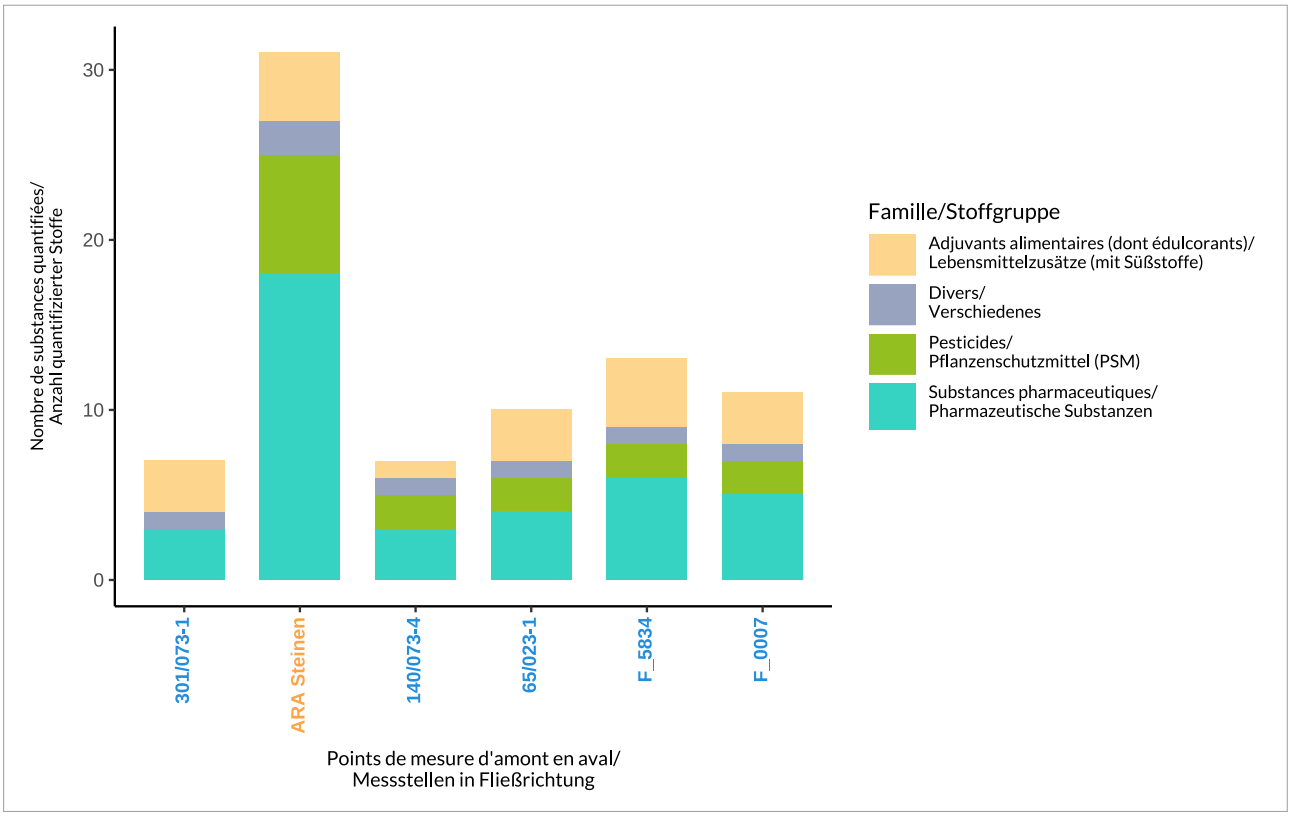


Figure 6.9 : Nombre de substances quantifiées par point de mesure, classées par groupe de substances

Abbildung 6.9: Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Stoffe nach Stoffgruppe

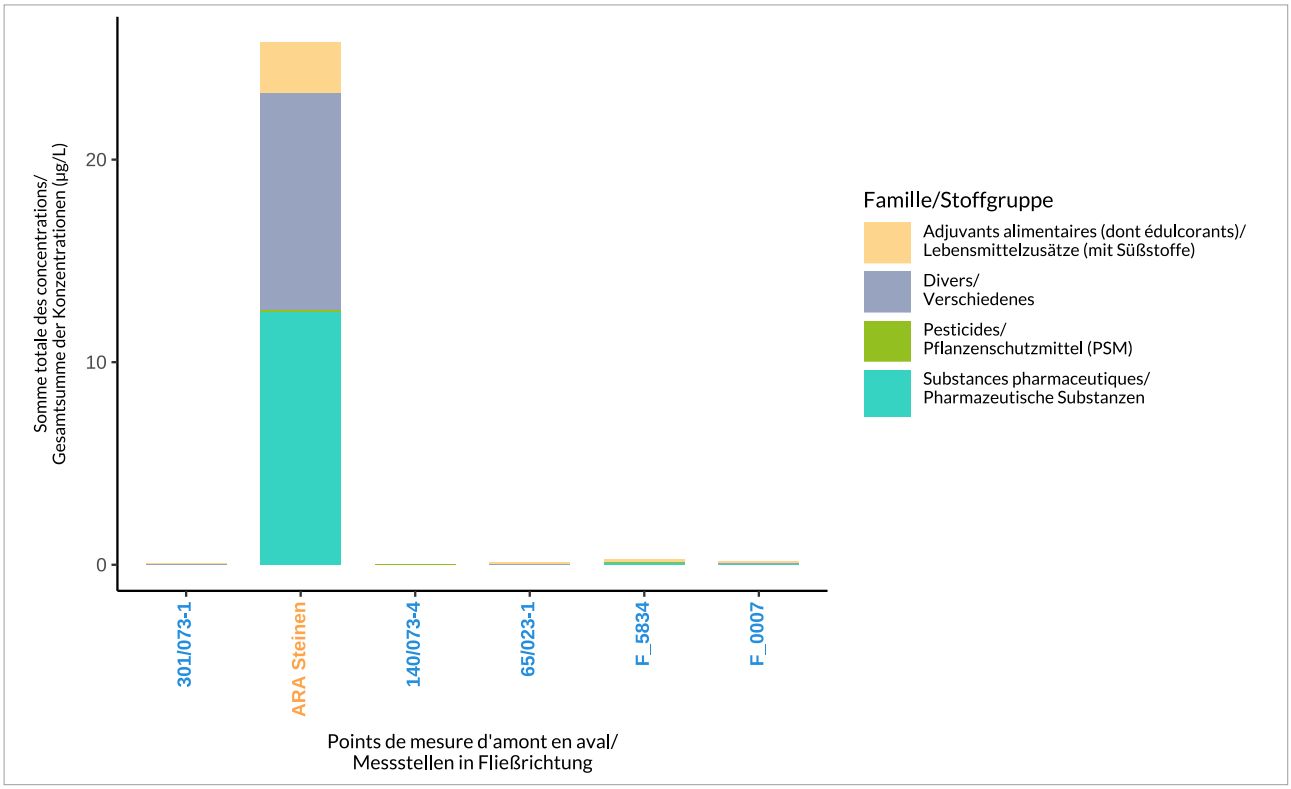


Figure 6.10 : Somme totale des concentrations par point de mesure, par groupe de substances

Abbildung 6.10: Gesamtsumme der Konzentrationen pro Messstelle nach Stoffgruppe

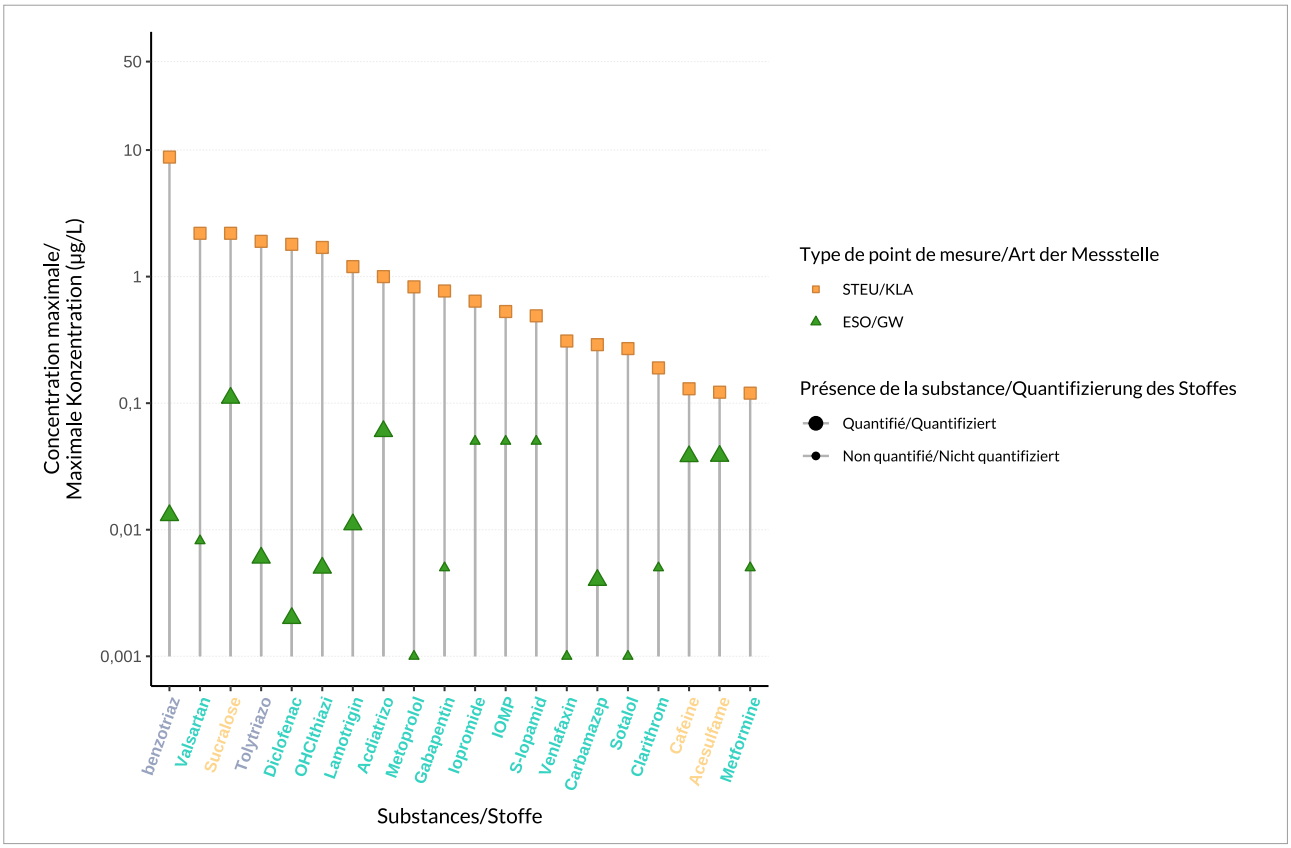


Figure 6.11 : Concentrations maximales des substances par point de mesure

Abbildung 6.11: Maximale Stoff-Konzentrationen pro Messstelle

Épisode de fortes pluies avec déversement de la station de Steinen

Le débit de la Wiese au moment du prélèvement (13/11/2023) était de 58 m³/s. Le débit de la station d'épuration n'est pas connu, mais il a été estimé à environ 0,7 m³/s sur la base du débit connu de la Wiese et de l'augmentation de concentration observée après le rejet.

Lors de crues, on observe une augmentation de la charge en aval de la station d'épuration. En raison du fort débit et de la dilution qui en résulte, cette augmentation reste bien inférieure aux concentrations élevées de l'eau partiellement traitée du déversement. En période de crue, les concentrations dans la Wiese restent du même ordre de grandeur que celles mesurées par temps sec.

Les profils de charge dans les eaux souterraines sont comparables en période de basses eaux et lors des crues.

Les substances les plus fréquemment détectées sont les produits pharmaceutiques, suivis selon le site de prélèvement par les produits phytosanitaires et les adjuvants alimentaires (**Figure 6.12**). Si l'on considère la somme totale des concentrations par point de mesure, la STEU de Steinen dépasse largement tous les autres points de mesure (**Figure 6.13**). La concentration maximale la plus élevée a été mesurée à

Starkregenereignis mit Entlastung der Kläranlage Steinen

Die Wasserführung der Wiese betrug zum Zeitpunkt der Probenahme (13.11.2023) 58 m³/s. Die Abflussmenge der Kläranlage Steinen ist nicht bekannt, wurde jedoch auf Basis des bekannten Abflusses der Wiese sowie der beobachteten Konzentrationszunahme nach der Einleitung auf etwa 0,7 m³/s geschätzt.

Bei Hochwasser ist eine Zunahme der Belastung in der Wiese stromabwärts der Kläranlage zu beobachten. Dank der hohen Wasserführung und der damit verbundenen Verdünnung ist diese Belastung jedoch deutlich geringer, als es die hohen Konzentrationen im nur teilweise gereinigten Abwasser der Kläranlagenentlastung erwarten lassen würden. Die Konzentrationen in der Wiese liegen im Hochwasserfall insgesamt in derselben Größenordnung wie bei Trockenwetter.

Die Belastungsmuster im Grundwasser sind sowohl bei Niedrigwasser als auch im Hochwasserfall vergleichbar.

Die am häufigsten nachgewiesenen Substanzen sind Pharmazeutika gefolgt je nach Probennahme-Standort von Pflanzenschutzmitteln und Nahrungsergänzungsmittel (**Abbildung 6.12**). Betrachtet man die Gesamtsumme der Konzentrationen pro Messstelle überlagert die ARA-Steinen alle anderen Messstellen bei weitem (**Abbildung 6.13**).

la STEU de Steinen pour la metformine, avec des concentrations nettement supérieures à 10 µg/L, tandis que les concentrations mesurées dans les eaux de surface sont nettement plus faibles pour l'ensemble des substances analysées. Les concentrations des eaux souterraines sont encore nettement inférieures à celles des eaux de surface, avec toutefois des concentrations similaires de sucralose et de tolyltriazole dans les eaux de surface et les eaux souterraines (**Figure 6.14**).

Die höchste gemessene Stoff-Konzentration wurde in der ARA-Steinen für Metformin mit Konzentrationen von deutlich über 10 µg/L gemessen, während die Konzentrationen im Oberflächenwasser bei allen gemessenen Stoffen deutlich darunterliegen. Die Konzentrationen im Grundwasser sind nochmals deutlich geringer als im Oberflächenwasser, wobei die Konzentrationen von Sucralose und Tolytriazol in Oberflächenwasser und Grundwasser ähnlich sind (**Abbildung 6.14**).

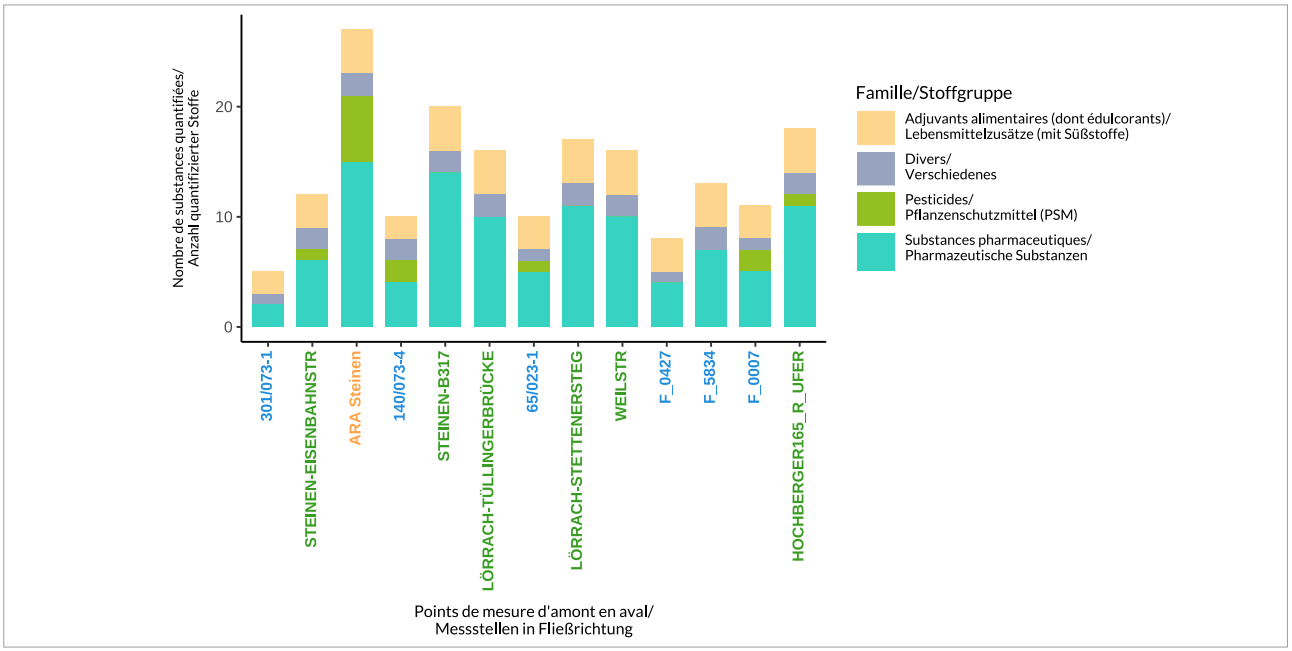


Figure 6.12 : Nombre de substances quantifiées par point de mesure, classées par groupe de substances

Abbildung 6.12: Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Stoffe nach Stoffgruppe

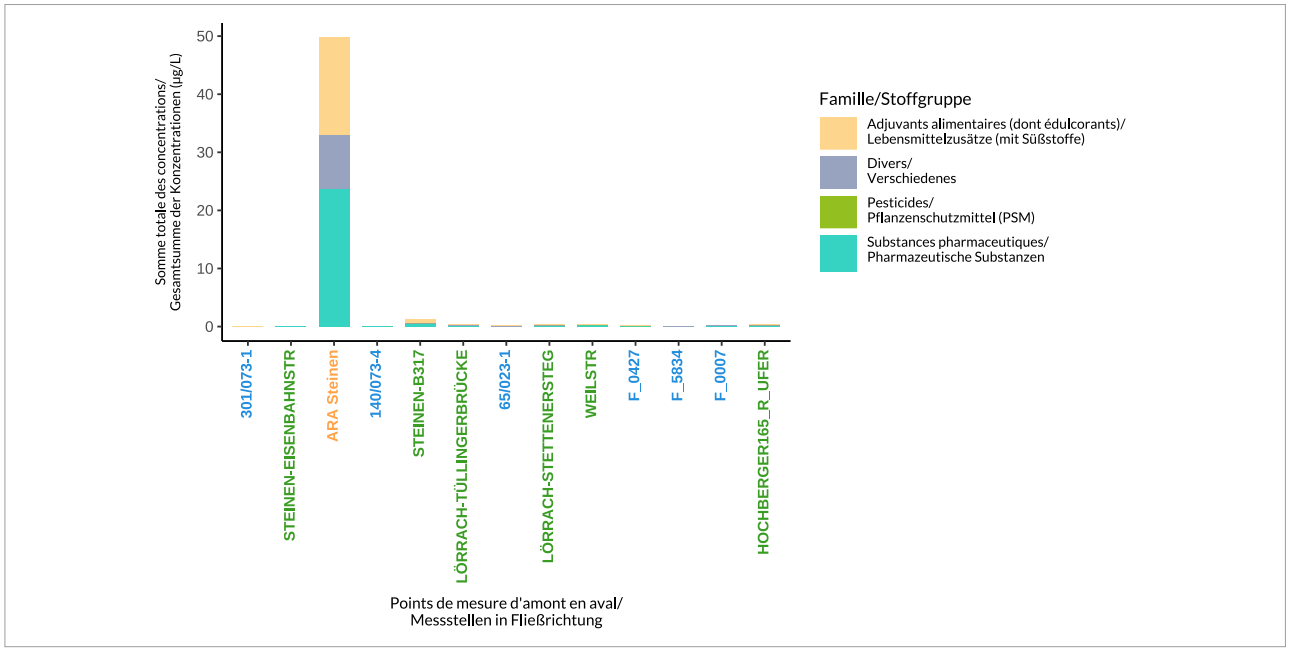


Figure 6.13 : Somme totale des concentrations par point de mesure, par groupe de substances

Abbildung 6.13: Gesamtsumme der Konzentrationen pro Messstelle nach Stoffgruppe

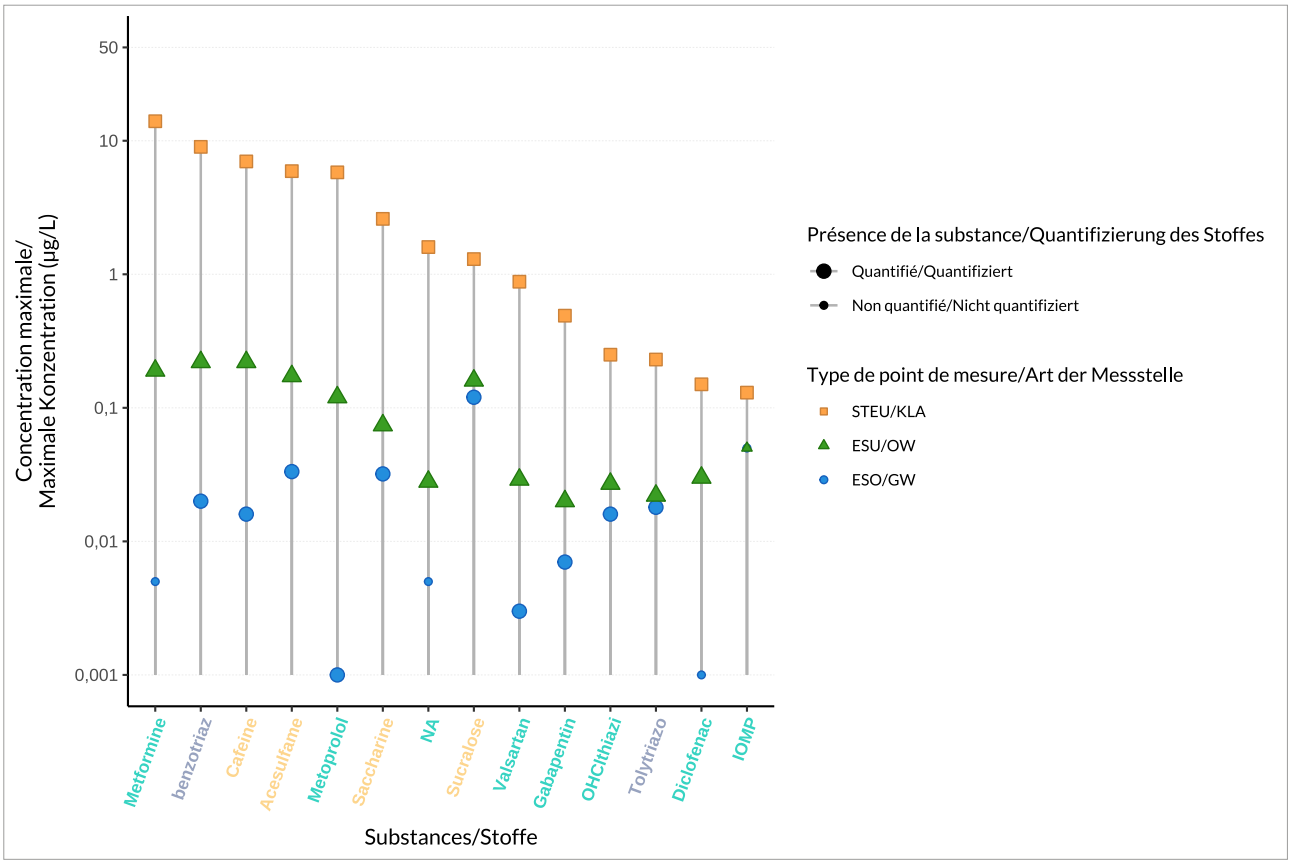


Figure 6.14 : Concentration maximale des substances par point de mesure

Abbildung 6.14: Maximale Stoff-Konzentration pro Messstelle

6.3.4.

Résultats des analyses non ciblées (NTS)

Au cours de la crue, 28 substances ont été détectées dans le rejet de la station d'épuration de Steinen par GC-MS/MS. Dans la Wiese, seul l'éther monoéthylique de diéthylène glycol a été détecté au point situé juste en aval de la station.

Les médianes et dispersions des intensités des molécules (ciblés et non ciblés) sont légèrement plus élevées dans les échantillons de la Wiese que dans ceux des eaux souterraines, avec néanmoins des valeurs aberrantes dans les deux cas. Les échantillons souterrains diffèrent davantage entre les périodes de crue et de basses eaux que les échantillons de la Wiese entre eux. Lors de temps sec, un peu plus de substances ont été détectées que lors de la crue, mais leur composition varie fortement entre les échantillons et les dates de prélèvement. Très peu de substances sont détectables de manière ubiquitaire et continue dans le temps.

À l'inverse, de nombreuses substances peuvent être suivies le long de la Wiese lors d'un seul point de prélèvement. Le point B317, directement en aval de la station, montre une augmentation marquée des intensités de pics, corrélée à la présence des substances également détectées dans la station d'épuration. Cette proportion reste élevée le long de

6.3.4.

Ergebnisse der NTS-Analysen

Im Hochwasserfall konnten im Ablauf der Kläranlage Steinen mittels GC-MS/MS-Screening 28 Stoffe nachgewiesen werden. In der Wiese wurde hingegen nur an der direkt unterhalb der Kläranlage liegenden Probenahmestelle der Stoff Diethylenglycolmonoethylether detektiert.

Die Mediane und Streuungen der Analyten-Intensitäten (Targets und Non-Targets) liegen in den Gewässerproben der Wiese etwas höher als in den Grundwasserproben, wobei in beiden Fällen Ausreißer mit hohen Intensitäten auftreten. Die Grundwasserproben unterscheiden sich insgesamt stärker zwischen Nass- und Trockenwetter als die Wiesenproben untereinander, wobei bei Trockenwetter etwas mehr Analyten detektiert wurden als während des Nasswetters. Diese Proben weisen trotzdem untereinander und zwischen den Beprobungszeitpunkten sehr unterschiedliche Analyten auf. Nur sehr wenige Analyten lassen sich ubiquitär und zeitlich durchgängig nachweisen.

Im Gegensatz dazu lassen sich viele Analyten während eines einzelnen Beprobungszeitpunkts entlang der Gewässerstandorte in der Wiese nachverfolgen. Auffällig ist hierbei der Standort B317, direkt unterhalb der Kläranlage

la Wiese et présente des intensités supérieures aux substances absentes dans la station.

Dans les eaux souterraines, une petite partie des substances issues de la STEU est également détectée à des concentrations tout aussi élevées. Une partie de l'inventaire détecté dans la Wiese est aussi retrouvée dans les eaux souterraines. Toutefois, de nombreuses substances présentes dans la Wiese, dans les eaux souterraines et détectables dans la station d'épuration ont aussi été trouvées en amont, ce qui suggère des sources additionnelles de pollution.

Une analyse temporelle à un site unique montre l'hétérogénéité de la dynamique des substances dans le système, avec une possible superposition des effets du temps sec et de la crue (avant et pendant novembre 2023) par de petits événements non échantillonnés.

6.3.5. Conclusion

Les résultats ne montrent pas de différences significatives dans la contamination des eaux souterraines entre basses eaux et crues. Lors des basses eaux, les substances sont plus concentrées et circulent dans le lit de la rivière partiellement colmaté, qui présente néanmoins une certaine perméabilité. La perméabilité plus élevée du lit majeur de la Wiese lors des crues est compensée par la dilution considérablement plus importante des micropolluants. Il est important que les stations d'épuration disposent de grandes capacités de rétention afin de garantir une forte dilution des eaux usées lorsque le débit de la Wiese est élevé.

Les concentrations dans la Wiese et dans les eaux souterraines sont comparables. Les concentrations d'origine géogène peuvent augmenter lors du passage dans le sous-sol. La station d'épuration de Steinen ne se déverse qu'en cas de débit élevé de la Wiese, ce qui assure une forte dilution de l'effluent et empêche toute altération significative de la qualité des eaux souterraines.

Steinen, an dem ein deutlicher Anstieg der Peak-Intensitäten zu verzeichnen ist. Dies fällt mit einem Anstieg des Anteils der Analyten zusammen, die zu diesem Zeitpunkt auch in der Kläranlage Steinen nachweisbar sind. Dieser Anteil bleibt entlang der Wiese erhöht und weist höhere Intensitäten auf als die Analyten, die nicht in der Kläranlage detektiert wurden.

Auch in den Grundwasserproben lässt sich ein – allerdings geringerer – Anteil der Analyten aus der Kläranlage Steinen nachweisen, ebenfalls mit erhöhten Intensitäten. Darüber hinaus konnte ein Teil des Analyten-Inventars, das in der Wiese detektiert wurde, auch in den Grundwasserproben identifiziert werden. Viele der in den Gewässer- und Grundwasserproben detektierbaren Stoffbelastungen, die auch in der Kläranlage Steinen nachweisbar sind, wurden jedoch auch oberhalb der Kläranlage festgestellt. Dies deutet auf zusätzliche Emissionsquellen stromaufwärts hin.

Eine Zeitreihenanalyse an einem Einzelstandort verdeutlicht die Heterogenität der Stoffdynamik im System. Dabei ist eine Überlagerung der Trocken- mit der Nasswetterdynamik (vor bzw. während November 2023) durch kleinere, nicht näher beprobte Abflussereignisse während der Trockenperiode möglich.

6.3.5. Schlussfolgerung

Die Ergebnisse zeigen keine wesentlichen Unterschiede in der Belastung des Grundwassers zwischen Niedrig- und Hochwasserfall. Bei Niedrigwasser sind die Schadstoffe konzentrierter und fließen durch die stärker kolmatierte Gewässerrinne, die dennoch eine gewisse Durchlässigkeit aufweist. Die höhere Durchlässigkeit des Wiesenvorlandes, das im Hochwasserfall überflutet wird, wird durch die deutlich höhere Verdünnung der Spurenstoffe kompensiert. Wichtig ist, dass die angeschlossenen Kläranlagen über hohe Rückhaltevolumina verfügen, um bei ausreichendem Abfluss der Wiese eine starke Verdünnung des eingeleiteten Abwassers zu gewährleisten.

Die Stoffkonzentrationen zwischen Wiese und Grundwasser sind vergleichbar. Konzentrationen von Stoffen geogenen Ursprungs können bei der Passage durch den Untergrund ansteigen. Es zeigt sich, dass die Kläranlage Steinen erst bei hoher Wasserführung der Wiese entlastet wird. Dadurch wird das Abwasser stark verdünnt, sodass keine nennenswerte Beeinträchtigung der Grundwasserqualität zu erwarten ist.

6.4.
Site pilote de l'Ill

6.4.1.
Stratégie de mesure mise en œuvre

Choix des points de mesure

La sélection des seize points de mesure ESO repose sur des critères hydrogéologiques et hydrauliques qui permettent de garantir la représentativité des mesures effectuées. La sélection s'est limitée aux ouvrages existants, ce qui a contraint en partie la répartition spatiale des points de mesure.

Les points de mesure ESO choisis sont préférentiellement représentatifs de la partie supérieure des alluvions récentes de l'Ill (cf. coupe hydrogéologique en **Figure 3.12**) et situés à proximité spatiale de l'Ill et des autres cours d'eau (Thur, Canal Vauban). Ils sont répartis de manière longitudinale et transversale au tronçon de rivière de sorte à bien couvrir la dynamique des échanges nappe/rivière et à encadrer l'amont et l'aval des rejets de STEU. Des points de mesure dit complémentaires (outsiders), situés à distance des rivières et à l'amont du site pilote, ont été également retenus.

Aucun point de mesure captant les couches profondes (> 50 m) de la nappe n'a été sélectionné ; le transfert vertical des micropolluants en profondeur n'a donc pas été étudié.

Les neuf points de mesure ESU ont été choisis en cohérence avec la position des points de mesure ESO et des rejets de STEU (amont/aval) de sorte à obtenir des doublets ou triplets. Les trois cours d'eau ont fait l'objet de prélèvements. Sept stations de mesure de l'AeRM ont été sélectionnées : trois en activité et quatre historiques fermées qui ont été réactivées pour le projet. En parallèle, deux ont été créées pour les besoins de l'étude.

De plus, deux points de mesure ESO et ESU (BSS004KZCR et 02012800) ont été ajoutés au réseau de mesure à partir de la deuxième campagne ; leurs résultats permettent d'apporter des informations complémentaires en densifiant le réseau en aval du site pilote.

Campagnes de mesure

Trois campagnes de mesure ont été réalisées dans l'objectif de couvrir différentes conditions hydrologiques, notamment de basses et de hautes eaux, et afin de ne pas faire reposer l'analyse sur une seule campagne de mesure :

- campagne 1 : fin septembre 2023 (basses eaux) ;
- campagne 2 : début février 2024 (hautes eaux) ;
- campagne 3 : fin avril 2024 (moyennes eaux).

6.4.
Pilotgebiet Ill

6.4.1.
Messstrategie

Auswahl der Messstellen

Die sechzehn Grundwassermessstellen wurden nach hydrogeologischen und hydraulischen Kriterien ausgewählt, die die Repräsentativität der durchgeführten Messungen gewährleisten. Die Auswahl beschränkte sich auf bestehende Anlagen, was die räumliche Verteilung der Grundwasser messstellen in gewissem Maße einschränkte.

Es wurden vorzugsweise Grundwassermessstellen ausgewählt, die repräsentativ für den oberen Teil der jüngeren Schwemmlandablagerungen der Ill (siehe hydrogeologischer Schnitt in **Abbildung 3.12**) sind und sich in räumlicher Nähe zur Ill und anderen Fließgewässern (Thur, Vauban-Kanal) befinden. Sie sind in Längs- und Querrichtung zum Flussabschnitt verteilt, um die Dynamik des Austauschs zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer gut abzudecken und Kläranlageneinleitungen stromaufwärts und stromabwärts zu erfassen. Weitere Messstellen befanden sich in einiger Entfernung von den Fließgewässern sowie stromaufwärts des Pilotgebietes.

Das Messnetz umfasste keine Messstellen in tiefen Grundwasserschichten (> 50 m); der vertikale Transfer von Spurenstoffen wurde also nicht untersucht.

Die neun Oberflächenmessstellen wurden auf die Standorte der Messstellen für Grundwasser und Kläranlageneinleitungen (stromaufwärts/stromabwärts) abgestimmt, um Doppel- oder Dreifachmessungen zu erhalten. An allen drei Fließgewässern wurden Proben entnommen. Sieben Messstellen stammten aus dem Messnetz der Agence de l'Eau Rhin Meuse (AeRM): drei aktive sowie vier stillgelegte Messstellen, die für das Projekt wieder in Betrieb genommen wurden. Außerdem wurden zwei Messstellen eigens für die Untersuchung eingerichtet.

Darüber hinaus wurden dem Messnetz ab der zweiten Messkampagne eine GW- und eine OW-Messstelle (BSS004KZCR und 02012800) hinzugefügt; sie verdichten das Messnetz stromabwärts des Pilotgebietes und ihre Ergebnisse liefern somit zusätzliche Informationen.

Messkampagnen

Es wurden drei Messkampagnen durchgeführt, um unterschiedliche hydrologische Bedingungen, insbesondere Niedrig- und Hochwasser, abzudecken und die Analyse nicht auf nur eine Messkampagne zu stützen:

- Kampagne 1: Ende September 2023 (Niedrigwasser)
- Kampagne 2: Anfang Februar 2024 (Hochwasser)
- Kampagne 3: Ende April 2024 (Mittleres Wasser).

La **figure 6.15** remet dans leurs contextes climatique, hydrologique et hydrogéologique les trois campagnes de mesure avec la pluviométrie (cumuls de précipitations en mm/h à la station Météo-France de Colmar-Meyenheim), la piézométrie de la nappe du Rhin supérieur (à Ensisheim, Meyenheim et Oberhergheim) et la hauteur d'eau de l'Ill (à Meyenheim) au droit du site pilote (**Carte 6.2**).

Prélèvements et analyses

Les types d'échantillonnages utilisés sur le site pilote de l'Ill sont : prélèvements ponctuels, prélèvements moyennés 24 h, échantillonneurs passifs (voir **chapitre 4**). Leur recours varie selon le type d'eau prélevée et selon l'approche méthodologique choisie. Les types d'échantillonnage et d'analyse par type de points de mesure sont indiqués dans le **tableau 6.2**.

Les échantillons d'eau confectionnés à partir des trois types d'eau (eaux usées traitées, rivières, eaux souterraines) ont été analysés selon deux approches analytiques : l'analyse ciblée et l'analyse non ciblée (Non Target Screening, NTS). En parallèle, des analyses isotopiques ont été effectuées pour réaliser des traçages de l'origine des eaux.

Pour l'analyse ciblée, les programmes analytiques des trois types d'eau présentent des listes de paramètres analysés différentes : 453 molécules recherchées en ESO, 948 dans les ESU et 339 dans les STEU. Cette différence s'explique par l'agrégation des résultats des programmes de mesure ERMES-ii et le programme PROspectives de l'AeRM, qui ne suivent pas les mêmes paramètres. Au regard du volume de données obtenu, il a été décidé de ne travailler que sur les substances communes aux trois compartiments.

En complément, le BRGM a effectué des analyses ciblées sur les prélèvements ponctuels et les échantillonneurs passifs des trois types d'eau. Au total, 115 molécules ont été recherchées : 65 pesticides et métabolites, 28 substances pharmaceutiques et 22 substances diverses.

Dans le cadre de l'étude du transfert des micropolluants issus de STEU dans l'hydrosystème, l'analyse des résultats s'est plus particulièrement portée sur les micropolluants organiques tels que les substances pharmaceutiques, les adjuvants alimentaires, les PFAS et d'autres substances domestiques ou indicatrices d'eaux usées (ex : Benzotriazole). L'analyse des résultats a également été orientée avec une prise en compte de la contribution qualitative des eaux issues du Rhin sur celles de l'Ill et sa nappe alluviale sous-jacente.

Les résultats issus de ces différentes approches analytiques et d'échantillonnage sont interprétés au sein des trois parties qui suivent :

— Caractérisation hydrogéochimique et isotopique (6.4.3) ;
— Analyses ciblées (6.4.4) ;
— Analyses non-ciblées (6.4.5)

Abbildung 6.15 zeigt den klimatischen, hydrologischen und hydrogeologischen Kontext der drei Messkampagnen mit den Niederschlagsmengen (Niederschlagssummen in mm/h an der Météo-France-Station Colmar-Meyenheim), den Grundwasserständen im Oberrheingraben (Ensisheim, Meyenheim, Oberhergheim) und den Wasserständen der Ill (Meyenheim) auf Höhe des Pilotgebietes (**Karte 6.2**).

Probenahmen und Analysen

Im Pilotgebiet an der Ill kamen folgende Probenahmetechniken zum Einsatz: punktuelle Proben, 24-Stunden-Mischproben und passive Probenahmen (s. **Kapitel 4**). Welches Verfahren angewandt wurde, richtete sich nach der Art des beprobten Wassers und der gewählten Analysemethode. Die Probenahme- und Analysearten nach Messstellentyp sind in **Tabelle 6.2** aufgeführt.

Die aus den drei Wassertypen (Kläranlageneinleitungen, Oberflächenwasser, Grundwasser) entnommenen Proben wurden mit zwei Analysemethoden untersucht: gezielte Analyse und Non-Target-Screening (NTS). Parallel dazu wurden Isotopenanalysen zur Nachverfolgung der Herkunft des Wassers durchgeführt.

Den gezielten Analysen lagen unterschiedliche Parameterlisten für die drei Wassertypen zugrunde: Im Grundwasser wurden 453 Verbindungen untersucht, im Oberflächenwasser 948 und in Kläranlageneinleitungen 339. Dieser Unterschied erklärt sich mit der Zusammenführung der Ergebnisse der Messprogramme ERMES-ii und PROspectives der AeRM, die nicht dieselben Parameter untersuchen. Angesichts der so erhaltenen Datenmenge wurde beschlossen, nur die in allen drei Kompartimenten vorkommenden Substanzen zu berücksichtigen. Ergänzend dazu führte das BRGM Target-Analysen an punktuellen und mit Passivsammler entnommenen Proben der drei Wassertypen durch. Insgesamt wurden 115 Verbindungen untersucht: 65 Pflanzenschutzmittel (PSM) und Metaboliten, 28 pharmazeutische Substanzen und 22 verschiedene Substanzen.

Im Rahmen der Untersuchung des Transfers von Spurenstoffen aus häuslichen Abwässern in das Gewässersystem konzentrierte sich die Analyse insbesondere auf organische Spurenstoffe wie pharmazeutische Substanzen, Lebensmittelzusatzstoffe, PFAS und andere Haushaltschemikalien oder Abwasserindikatoren (z. B. Benzotriazol). Bei der Ergebnisanalyse wurde auch der qualitative Einfluss des Rheins auf die Ill und das darunter liegende Grundwasser berücksichtigt.

Die Ergebnisse dieser verschiedenen Analyse- und Probenahmeverfahren werden in den folgenden drei Abschnitten interpretiert:

— Hydrogeochemische und isotopische Charakterisierung (6.4.3)
— Gezielte Analysen (6.4.4)
— Non-Target-Analysen (6.4.5)

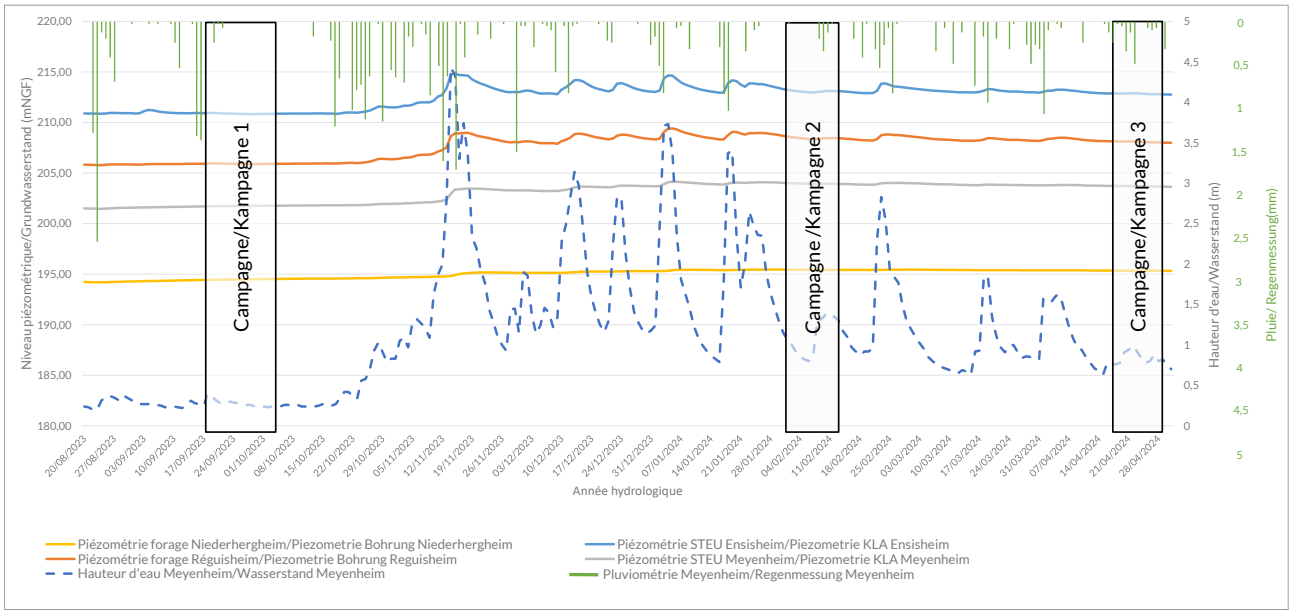


Figure 6.15 : Calendrier des campagnes de mesure avec les conditions hydrologiques et hydrogéologiques sur le site pilote de l'Ill (Source : Aprona)

Abbildung 6.15: Zeiträume der Messkampagnen im Pilotgebiet Ill mit den jeweiligen hydrologischen und hydrogeologischen Bedingungen (Quelle: Aprona)



Carte 6.2 : Points de mesure pris en compte pour la réalisation du graphique des conditions hydrologiques et hydrogéologiques du site pilote de l'Ill lors des campagnes de mesure du projet

Karte 6.2: Messpunkte, die für die Erstellung der Grafik der hydrologischen und hydrogeologischen Bedingungen des Pilotgebiet Ill während der Messkampagnen des Projekts berücksichtigt wurden

	ESO GW	ESU OW	STEU KLA
Nombre de points de mesure **Anzahl der Messstellen**	16	9	2
Nombre de campagnes **Anzahl der Kampagnen**	3	3	3
Type d'échantillonnage **Art der Probenahme**	Prélèvements ponctuels et échantillonneurs passifs (POCIS) Punktuelle Probenahmen und passive Probenahmen (POCIS)	Prélèvements ponctuels et échantillonneurs passifs (POCIS) Punktuelle Probenahmen und passive Probenahmen (POCIS)	Prélèvements moyennés 24 h 24-Stunden-Mischproben
Type d'analyse **Art der Analyse**	Analyses ciblées et NTS Gezielte Analysen und NTS	Analyses ciblées et NTS Gezielte Analysen und NTS	Analyses ciblées et NTS Gezielte Analysen und NTS

Tableau 6.2 : Type d'échantillonnage et d'analyse par type de points de mesure sur le site pilote de l'Ill

Tabelle 6.2: Probenahme- und Analysearten nach Messstellentyp im Pilotgebiet Ill

6.4.2. Analyse des données NTS

Parallèlement aux analyses ciblées, des analyses non ciblées ont été réalisées au BRGM, sur une partie des échantillons ponctuels d'eau et des échantillonneurs passifs de type POCIS, par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution hybride de type quadripôle-temps de vol (QTOF). L'équipement était piloté par UNIFI (version 1.9.4). Les échantillons d'eau ont été extraits selon le protocole commun (défini au chapitre 4) et les POCIS selon un protocole propre au laboratoire (Togola et al., 2020).

Les analyses ont été effectuées en ionisation par électrospray en modes positif et négatif. Les données ont été acquises en mode profil, résolution et MS^E sur une plage *m/z* de 50 à 1 200.

Le mode MS^E, mode DIA (Data Independent Analysis), crée deux fonctions de balayage parallèles alternées avec des énergies de collision différentes. Ce mode d'acquisition permet d'obtenir des ions précurseurs et des ions fragments en une seule injection, sans avoir à sélectionner l'ion précurseur.

L'étalonnage en masse du spectromètre est effectué chaque semaine.

La forme protonée de la leucine enképhaline (LeuEnk, 1 ng/µL) a été utilisée pour faire une correction en masse au cours de l'injection.

Des contrôles « qualité » ont été utilisés comme définis dans le protocole commun (Chapitre 4).

Le traitement des données acquises s'est fait en deux temps : 1) identification de molécules par traitement suspect par comparaison avec des bases de données et 2) traitement non ciblé avec la prise en compte de toutes les données afin de les comparer à l'aide d'outils statistiques.

Le traitement suspect repose sur la comparaison des données acquises avec une base de données contenant les paramètres d'identification d'environ 500 molécules. Ces paramètres ont été déterminés par l'injection d'étalon

6.4.2. Analyse der NTS-Daten

Parallel zu den gezielten Analysen führte das BRGM an einem Teil der punktuellen Proben und der passiven Proben (POCIS) Non-Target-Analysen mittels Flüssigchromatographie in Verbindung mit hochauflösender Hybrid-Massenspektrometrie vom Typ Quadrupol-Flugzeit (QTOF) durch. Die Geräte wurden mit UNIFI (Version 4.9.4) gesteuert. Die Wasserproben wurden gemäß dem gemeinsamen Protokoll (Kapitel 4) und die POCIS gemäß dem zuvor beschriebenen Protokoll extrahiert (Togola et al., 2021).

Die Analysen wurden mittels Elektrospray-Ionisation im positiven und negativen Modus durchgeführt. Die Daten wurden im Profil-, Auflösungs- und MS^E-Modus in einem *m/z*-Bereich von 50 bis 1.200 erfasst.

Der MS^E-Modus, DIA-Modus (Data Independent Analysis), erzeugt zwei parallele, abwechselnde Scanfunktionen mit unterschiedlichen Kollisionsenergien. Dieser Erfassungsmodus ermöglicht es, Vorläufer- und Fragmentionen in einer einzigen Injektion zu erhalten, ohne das Vorläuferion auswählen zu müssen.

Die Massenkalibrierung des Spektrometers wird wöchentlich durchgeführt.

Die protonierte Form von Leucin-Enkephalin (LeuEnk, 1 ng/µL) wurde verwendet, um während der Injektion eine Massenkorrektur vorzunehmen.

Qualitätskontrollen wurden gemäß dem gemeinsamen Protokoll (Kapitel 4) durchgeführt.

Die Verarbeitung der erfassten Daten erfolgte in zwei Schritten: 1) Identifizieren von Stoffen durch Verdachtsabgleich mit Datenbanken und 2) Non-Target-Analyse aller Daten, um diese mithilfe statistischer Werkzeuge zu vergleichen.

Die Verdachtsanalyse basiert auf dem Vergleich der erfassten Daten mit einer Datenbank, die die Identifizierungsparameter von etwa 500 Stoffen enthält. Diese

analytique permettant une confiance dans l'identification la plus élevée.

Le traitement non ciblé a été réalisé à partir des données acquises, converties en format universel pour être intégrées au logiciel MZMine version 4.8.

Le retraitement et le filtrage de la liste de features ont ensuite été effectués sous R (version 4.4.3). Les signaux dont les intensités étaient comparables aux blancs analytiques ont été supprimés. Pour cela, un seuil basé sur la moyenne des blancs plus trois fois les écarts-types (moyenne + 3 × SD) a été appliqué.

Concernant les analyses statistiques, une analyse en composantes principales (ACP), réalisée sous logiciel R avec le package FactoMineR, a permis d'explorer la structuration des échantillons en fonction des profils de features. L'analyse détaillée des séquences analytiques a été réalisée avec des diagrammes d'intersections (package ComplexUpset) ainsi que la distribution du log_2-ratio (F2). Enfin, le package ggplot2 a permis de générer l'ensemble des figures.

F2 : $log2\ (i)$ = µ ESO hautes eaux / µ ESO basses eaux

Où µ correspond à la moyenne des intensités du feature *i*.

Parameter wurden durch die Injektion eines analytischen Standards bestimmt, der eine Identifizierung mit höchster Zuverlässigkeit ermöglicht.

Die Non-Target-Analyse erfolgte anhand der erfassten Daten, die in ein universelles Format konvertiert und in die Software MZMine Version 4.8 integriert wurden.

Die Aufbereitung und Filterung der Feature-Liste erfolgte anschließend unter R (Version 4.4.3). Signale, deren Intensitäten mit den analytischen Blindwerten vergleichbar waren, wurden entfernt. Dazu wurde ein Schwellenwert angewendet, der auf dem Mittelwert der Blindwerte plus dreifacher Standardabweichung (Mittelwert + 3 × SD) basierte.

Bei den statistischen Analysen ermöglichte eine Hauptkomponentenanalyse (HKA), die mit der Software R und dem Paket FactoMineR durchgeführt wurde, die Untersuchung der Strukturierung der Proben anhand der Profile der Features. Die detaillierte Analyse der analytischen Sequenzen wurde mit Schnittdiagrammen (Paket ComplexUpset) sowie der Verteilung des Log_2-Verhältnisses (F2) durchgeführt. Schließlich ermöglichte das Paket ggplot2 die Erstellung aller Abbildungen.

F2: $log2\ (i)$ = µ GW Hochwasser / µ GW Niedrigwasser

Wobei µ dem Mittelwert der Intensitäten des Features *i* entspricht.

6.4.3.

Caractérisation hydrogéochimique et isotopique

Définition et méthodologie du programme de mesure

Dans l'axe 2, plusieurs traceurs isotopiques et chimiques ont été appliqués afin de (1) mettre en évidence les échanges entre les eaux de surface (ESU) et les eaux souterraines (ESO) et (2) identifier les sources des contaminants, notamment la contribution des STEU. Il s'agit des isotopes stables de l'oxygène et de l'hydrogène constituants la molécule de l'eau, des isotopes du bore, des terres rares avec le gadolinium et d'autres marqueurs des eaux usées domestiques tels que la carbamazépine.

Les rapports des isotopes stables de l'eau subissent des changements caractéristiques lors d'un grand nombre de processus du cycle de l'eau et permettent de les identifier et de les quantifier : l'évaporation, l'altitude de la recharge des ESO, les mélanges entre masses d'eau et même, pour des eaux dites « fossiles », la recharge ancienne sous d'autres climats. Dans le cas de la nappe du Rhin, l'altitude élevée du bassin amont (Alpes suisses) contraste suffisamment avec celle des piémonts (Vosges, Forêt Noire) pour pouvoir quantifier précisément la contribution des eaux du Rhin à la nappe sur la base des isotopes stables (Bauer *et al.*, 2005). Ils ont également permis d'identifier l'évaporation dans des gravières (Kloppmann *et al.*, 2013) et la présence d'eaux anciennes à la base de l'aquifère alluvial (Bram *et al.*, 2002).

Les rapports isotopiques ($^{16}O/^{18}O$ pour l'oxygène, $^{2}H/^{1}H$ pour l'hydrogène) sont exprimés en pour mille (‰) de déviation par rapport à un standard ($\delta^{18}O$ et $\delta^{2}H$ par rapport au VSMOW).

Les concentrations et rapports isotopiques du bore ont été, depuis les années 1990 (Vengosh *et al.*, 1994), un excellent traceur des eaux usées domestiques du fait des perborates utilisés dans les lessives avec leur signature isotopique caractéristique. La réduction de ces composés en Europe et ailleurs a fait diminuer les concentrations dans les STEU, les ESU et les ESO, et a modifié la signature isotopique des eaux usées (Kloppmann *et al.*, 2025) ce qui limiterait le pouvoir discriminant du traceur. Comme les isotopes stables de l'eau, les rapports isotopiques du bore sont exprimés par rapport à un standard, en $\delta^{11}B$ vs. NBS951.

Le gadolinium (Gd) est un élément de la famille des terres rares qui est utilisé comme agent de contraste pour l'IRM depuis le milieu des années 1980. Éliminé par voie naturelle après retour du malade au domicile, il est un excellent traceur d'eaux usées domestiques dans les ESU et ESO sur l'ensemble du bassin du Rhin (Klaver *et al.*, 2014). Il s'agit de distinguer l'apport anthropique du Gd naturellement présent dans l'eau. Pour cela, on utilise l'anomalie en Gd, le rapport entre le Gd mesuré et le Gd* géogénique calculé d'après les concentrations mesurées d'autres terres rares (Sm-Tb ou Nb-Dy).

6.4.3.

Hydrogeochemische und isotopische Charakterisierung

Definition und Methodik des Messprogramms

Im Rahmen von Schwerpunkt 2 wurden mehrere isotopenchemische und chemische Tracer eingesetzt, um (1) den Austausch zwischen Oberflächengewässern (OW) und Grundwasser (GW) aufzuzeigen und (2) die Quellen der Schadstoffe zu identifizieren, insbesondere den Beitrag der Kläranlagen. Dabei handelt es sich um stabile Isotope von Sauerstoff und Wasserstoff, aus denen das Wassermolekül besteht, um Borisotope, Seltene Erden mit Gadolinium und andere Marker für häusliches Abwasser wie Carbamazepin.

Die Verhältnisse der stabilen Isotope im Wasser unterliegen bei einer Vielzahl von Prozessen des Wasserkreislaufs charakteristischen Veränderungen und ermöglichen deren Identifizierung und Quantifizierung: Verdunstung, Höhe des Grundwasserneubildungsgebiets, Mischung verschiedener Wässer und sogar, bei sogenannten „fossilen" Wässern, die frühere Grundwasserneubildung unter anderen Klimabedingungen. Im Fall des Grundwassers im Oberrheingraben steht die hohe Lage des Oberlaufs (Schweizer Alpen) in ausreichendem Kontrast zu der der Mittelgebirge (Vogesen, Schwarzwald), um den Beitrag des Rheins zum Grundwasser anhand stabiler Isotope genau quantifizieren zu können (Bauer *et al.*, 2005). Sie ermöglichten auch die Identifizierung der Verdunstung in Kiesgruben (Kloppmann *et al.*, 2013) und das Vorhandensein von altem Wasser am Grund des alluvialen Grundwasserleiters (Bram *et al.*, 2002).

Die Isotopenverhältnisse ($^{16}O/^{18}O$ für Sauerstoff, $^{2}H/^{1}H$ für Wasserstoff) werden in Promille (‰) der Abweichung von einem Standard ($\delta^{18}O$ und $\delta^{2}H$ im Verhältnis zu VSMOW) angegeben.

Die Konzentrationen und Isotopenverhältnisse von Bor sind seit den 1990er Jahren (Vengosh *et al.*, 1994) aufgrund der in Waschpulvern verwendeten Perborate mit ihrer charakteristischen Isotopensignatur ein ausgezeichneter Indikator für häusliche Abwässer. Die Reduzierung dieser Verbindungen in Europa und anderswo hat zu einem Rückgang der Konzentrationen in KLA, OW und GW geführt und die Isotopensignatur von Abwässern verändert (Kloppmann *et al.*, 2025), was die Unterscheidungskraft des Markers einschränken könnte. Wie die stabilen Isotope des Wassers werden auch die Isotopenverhältnisse von Bor im Verhältnis zu einem Standard ausgedrückt, in $\delta^{11}B$ vs. NBS951.

Gadolinium (Gd) ist ein Element aus der Familie der Seltenen Erden, das seit Mitte der 1980er Jahre als Kontrastmittel für die Magnetresonanztomographie (MRT) verwendet wird. Es wird nach der Entlassung des Patienten nach Hause auf natürlichem Wege ausgeschieden und eignet sich daher hervorragend als Tracer für häusliche Abwässer in den OW

Certains composés organiques, appartenant à différentes classes de substances (pharmaceutiques, herbicides…), remplissent également les critères pour être un marqueur d'eaux de STEU, à savoir une certaine ubiquité dans les eaux usées, des concentrations suffisantes pour être détectable après dilution de celles-ci et une stabilité vis-à vis de la biodégradation et de certains processus physiques (adsorption…) dans l'aquifère. Nous présentons ici les résultats sur la carbamazépine, traceur particulièrement persistant, y compris dans les ESO. Combinés entre eux, avec le gadolinium ou avec des traceurs isotopiques comme le bore (Cary *et al.*, 2013), ces marqueurs nous renseignent sur la présence et les variations des eaux usées dans les ESU et ESO.

Résultats

À partir des concentrations en éléments majeurs de l'eau des points d'eau de surface (ESU) et d'eau souterraine (ESO) échantillonnés pendant les campagnes réalisées en basses eaux (septembre 2023), en hautes eaux (février 2024) et en moyennes eaux (avril 2024), le faciès hydrochimique a été déterminé à l'aide d'un diagramme de Piper (**Figure 6.16**). Les points ESU et ESO de la zone d'étude ont un faciès hydrogéochimique stable dans le temps (hautes eaux ; basses eaux). Les points ESO, ESU échantillonnés sur l'Ill et le canal Vauban, ont un faciès bicarbonaté calcique ; en revanche l'eau de la Thur à Ensisheim a un faciès chlorurésodique. Afin de replacer ces résultats dans le contexte, les données des points d'eau souterraine situés sur le site pilote étendu ont été extraites des bases de données ADES, BSS et BDLISA afin de comparer les données d'ERMES-ii-Rhin aux données historiques (1954-2021). Dans le diagramme de Piper sont donc, en plus des données issues d'ERMES-ii-Rhin, projetés les points d'eau souterraine « historiques » de la nappe d'Alsace pour le secteur d'étude. La chimie en éléments majeurs par point d'eau a été retenue si la balance ionique (NICB, Normalized Inorganic Charge Balance) est comprise dans l'intervalle - 20 % < NICB < 20 %. Ces données historiques de la nappe d'Alsace démontrent la variabilité de faciès hydrochimiques sur le site pilote de l'Ill, en lien avec l'activité historique des Mines de potasse d'Alsace (MDPA), et la présence de langues salées au sein de l'aquifère induites par la dissolution et l'infiltration des résidus de la production de potasse, assez loin en aval des terrils.

Les isotopes stables de l'eau ($\delta^{18}O$, $\delta^{2}H$) ne sont disponibles que pour la campagne de moyennes à hautes eaux (avril 2024). Les signatures qui se regroupent au-dessus de la droite régionale des précipitations sont typiques des piémonts vosgiens (**Figure 6.17**). Le Quatelbach constitue l'exception, fortement appauvri en isotopes lourds et aligné sur la signature du Rhin, dont l'alimentation alpine génère un signal très distinct (Göppel & Eichinger, 1997). Cette contribution explique également la tendance plus négative observée dans certaines STEU alimentées par de l'eau potable avec une contribution indirecte d'eau du Rhin.

Les isotopes du bore, utilisés depuis 25 ans déjà pour la nappe rhénane (Kloppmann, 1999), révèlent l'évolution des

und GW im gesamten Rheineinzugsgebiet (Klaver *et al.*, 2014). Es gilt, den anthropogenen Eintrag von Gd von dem natürlich im Wasser vorhandenen Gd zu unterscheiden. Dazu wird die Gd-Anomalie herangezogen, das Verhältnis zwischen dem gemessenen Gd und dem geogenen Gd*, das anhand der gemessenen Konzentrationen anderer Seltenerden (Sm-Tb oder Nb-Dy) berechnet wird.

Bestimmte organische Verbindungen, die zu verschiedenen Stoffklassen gehören (z. B. Arzneimittel, Herbizide), erfüllen ebenfalls die Kriterien für einen Indikator für Abwasser, d. h. eine weite Verbreitung und ausreichende Konzentrationen in Abwässern, um nach deren Verdünnung nachweisbar zu sein, und Stabilität gegenüber biologischem Abbau und bestimmten physikalischen Prozessen (Adsorption usw.) im Grundwasserleiter. Wir präsentieren hier die Ergebnisse zu Carbamazepin, einem besonders persistenten Tracer, auch in GW. In Kombination mit Gadolinium oder mit Isotopen-Tracern wie Bor (Cary *et al.*, 2013) geben diese Marker Aufschluss über das Vorhandensein und die Schwankungen von Abwasser in OW und GW.

Ergebnisse

Anhand der Konzentrationen der Hauptelemente im Wasser der Oberflächenwassermessstellen (OW) und Grundwassermessstellen (GW), die während der Kampagnen bei Niedrigwasser (September 2023), Hochwasser (Februar 2024) und Mittelwasser (April 2024) beprobt wurden, wurde der hydrochemische Wassertyp anhand eines Piper-Diagramms bestimmt (**Abbildung 6.16**). Die OW- und GW-Messstellen im Untersuchungsgebiet weisen einen über die Zeit stabilen hydrogeochemischen Wassertyp auf (Hochwasser; Niedrigwasser). Die an der Ill und am Vauban-Kanal beprobten Messstellen für GW und OW weisen einen Calciumbicarbonat-Typ auf, während das Wasser der Thur in Ensisheim einen Natriumchlorid-Typ zeigt. Um diese Ergebnisse in einen Kontext zu stellen, wurden die hydrochemischen Daten der Grundwasserentnahmestellen (GW) am Pilotgebiet aus den Datenbanken ADES, BSS und BDLISA extrahiert, um die Daten von ERMES-ii mit den historischen Daten (1954-2021) zu vergleichen. Im Piper-Diagramm sind daher zusätzlich zu den Daten aus ERMES-ii-Rhein die „historischen" Grundwasserdaten (GW) des elsässischen Grundwassers für den Untersuchungsbereich dargestellt. Die Chemie der Hauptelemente pro Messstelle wurde berücksichtigt, wenn die Ionenbilanz (NICB, Normalized Inorganic Charge Balance) zwischen -20 % < NICB < 20 % lag. Diese historischen Daten des Grundwassers im Elsass zeigen die Variabilität des hydrochemischen Wassertyps im Pilotgebiet an der Ill im Zusammenhang mit der historischen Tätigkeit des Kalibergbaus und das Auftreten von Salzfahnen im Grundwasserleiter, die durch die Auflösung und Versickerung von Rückständen aus der Kaliproduktion weit stromabwärts der Halden entstanden sind.

Stabile Isotope des Wassermoleküls ($\delta^{18}O$, $\delta^{2}H$) sind nur für die Beprobung im April 2024 (Mittelwasser) verfügbar. Die

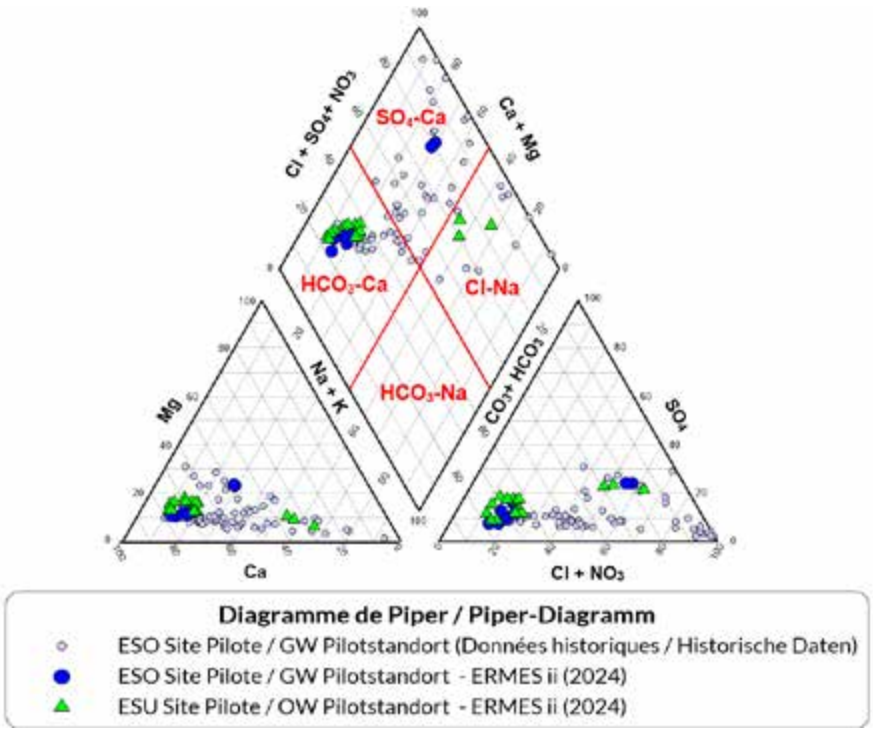


Figure 6.16 : Diagramme de Piper des points d'eau souterraine (ESO) et superficielle (ESU) du site pilote de l'Ill.

Abbildung 6.16: Piper-Diagramm der Grundwasser- (GW) und Oberflächenmessstellen (OW) des Pilotgebiets Ill

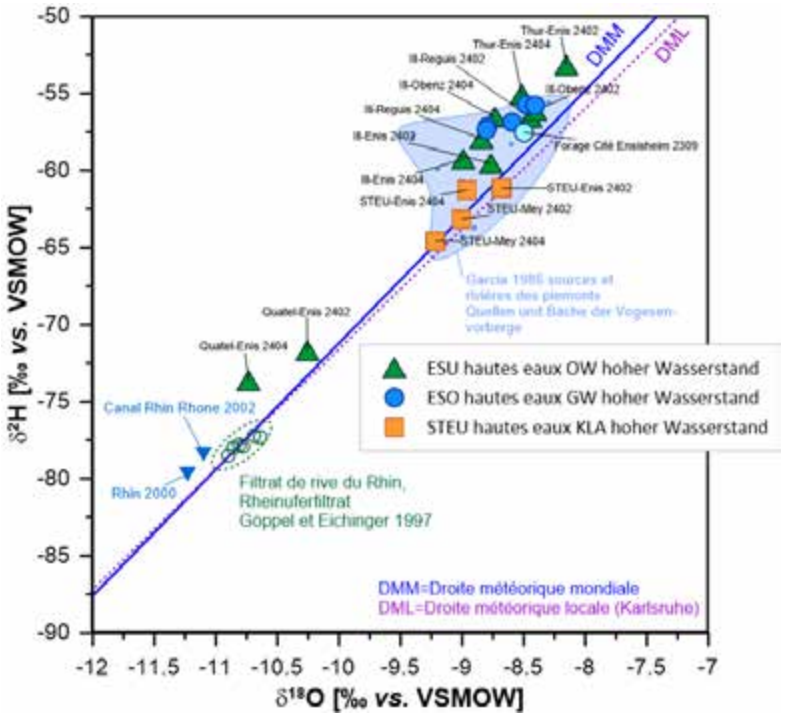


Figure 6.17 : Isotopes stables de l'eau : distinction des eaux du Rhin des précipitations locales dans les ESU, les ESO et les STEU en période de hautes eaux.

Abbildung 6.17: Stabile Isotope des Wassers: Unterscheidung zwischen Rheinwasser und lokalen Niederschlägen in OW, GW und KLA bei hohem Wasserstand

eaux usées, avec la diminution progressive des concentrations en perborates utilisés dans les lessives (European Commission, 2012), entraînant une baisse des teneurs en bore et une hausse du $\delta^{11}B$ vers + 5 à + 7 ‰ (**Figure 6.18**). Les campagnes d'ERMES-ii (2023-2024) montrent des contrastes marqués entre hautes et basses eaux : en étiage, les points ESU oscillent entre eau du Rhin et eaux usées actuelles ; en hautes eaux, les teneurs sont diluées et les $\delta^{11}B$ s'orientent vers des sources organiques et/ou la salinité potassique probablement liées à l'influx des eaux de la Thur dans l'Ill. Les points ESO suivent ces variations, indiquant un transfert rapide ESU→ESO en hautes eaux, puis l'inverse en basses eaux. Un forage (04132X0232) montre une signature très enrichie en ^{11}B (~40 ‰), cohérente avec l'influence des résidus potassiques et des échanges cationiques enrichissant sélectivement les saumures (Bram et al., 2002).

Le gadolinium anthropique, traceur des STEU, atteint des anomalies extrêmes (jusqu'à > 700, **Figure 6.19**). Sa forte variabilité, corrélée à la carbamazépine, reflète la dilution fluctuante des réseaux unitaires. Dans les ESU, le Gd et la carbamazépine sont systématiquement plus élevés en basses eaux, signe d'une moindre dilution.

Les deux points des ESO suivent de près les ESU, les valeurs des deux traceurs étant plus élevées en basses eaux, démontrant un échange ESU-ESO direct et rapide pour ces deux points et confirmant les conclusions basées sur le bore.

En synthèse, les isotopes de l'eau, du bore et les traceurs médicaux mettent en évidence : (i) l'apport rhénan en basses eaux, (ii) la dilution marquée en hautes eaux, (iii) une communication rapide ESU–ESO dans plusieurs secteurs, (iv) l'impact localisé de la salinité potassique. Une quantification robuste des apports des STEU nécessitera un suivi plus resserré et le croisement avec les données pluviométriques, complétés par un panel élargi de composés organiques.

Signaturen, die sich oberhalb der mittleren lokalen Niederschlagsgeraden gruppieren, sind typisch für die Vogesenvorberge (**Abbildung 6.17**). Der Quatelbach bildet eine Ausnahme, da er stark an schweren Isotopen abgereichert ist und sich der Signatur des Rheins annähert, dessen alpine Zuflüsse ein sehr deutliches Signal erzeugen (Göppel & Eichinger, 1997). Dieser Beitrag erklärt auch den negativeren Trend, der in bestimmten Kläranlagen (KLA) beobachtet wurde, die mit Trinkwasser gespeist werden mit einem indirekten Beitrag von Rheinwasser.

Die bereits seit 25 Jahren in Grundwasseruntersuchungen am Oberrhein verwendeten Borisotope (Kloppmann, 1999) zeigen, dass die Konzentration von in Waschmitteln enthaltenen Perboraten (Europäische Kommission, 2012) im Abwasser allmählich abnimmt. Dies führt zu einem Rückgang der Bor-Gehalte und einem Anstieg des $\delta^{11}B$ auf +5 bis +7 ‰ (**Abbildung 6.18**). Bei den Kampagnen von Ermes-ii (2023-2024) lassen sich deutliche Unterschiede zwischen Hoch- und Niedrigwasser feststellen: Bei Niedrigwasser schwanken die OW-Messstellen zwischen Rheinwasser und aktuellem Abwasser; bei Hochwasser werden die Konzentrationen verdünnt und die $\delta^{11}B$-Werte tendieren zu organischen Quellen und/oder zur Versalzung durch Kalisalz-Abbau, was wahrscheinlich mit dem Zufluss des Wassers der Thur in die Ill zusammenhängt. Die GW-Messstellen folgen diesen Variationen, was auf einen schnellen Transfer vom OW ins GW bei Hochwasser bzw. umgekehrt bei Niedrigwasser hindeutet. Eine Bohrung (04132X0232) zeigt eine stark ^{11}B-angereicherte Signatur (~+40 ‰) aufgrund des Einflusses von Kalisalz-Rückständen und Kationenaustausch mit selektiver Soleanreicherung (Bram et al., 2002).

Das anthropogene Gadolinium, ein Tracer für Kläranlagen, erreicht extreme Anomalien gegenüber dem geogenen Gd* (Verhältnis bis zu >700, **Abbildung 6.19**). Seine starke Variabilität, die mit Carbamazepin korreliert, spiegelt die schwankende Verdünnung in den unitären Abwassernetzwerken wider. In den OW-Messstellen sind Gd und Carbamazepin bei Niedrigwasser systematisch höher, was auf eine geringere Verdünnung hindeutet. Die beiden GW-Messstellen folgen den OW-Werten sehr genau, wobei die Werte beider Tracer bei Niedrigwasser höher sind, was einen direkten und schnellen OW-GW-Austausch für diese beiden Punkte belegt und die auf Bor basierenden Schlussfolgerungen bestätigt.

Zusammenfassend zeigen die Isotope von Wasser, Bor und die in der Medizin verwendeten Tracer: (i) den Rhein-Beitrag bei Niedrigwasser, (ii) die deutliche Verdünnung bei Hochwasser, (iii) eine schnelle Kommunikation zwischen OW und GW in mehreren Sektoren, (iv) die lokale Auswirkung des Kaliabbaus. Eine zuverlässige Quantifizierung der Zuflüsse aus der KLA erfordert eine engere Überwachung und den Abgleich mit Niederschlagsdaten, ergänzt durch eine erweiterte Auswahl organischer Verbindungen.

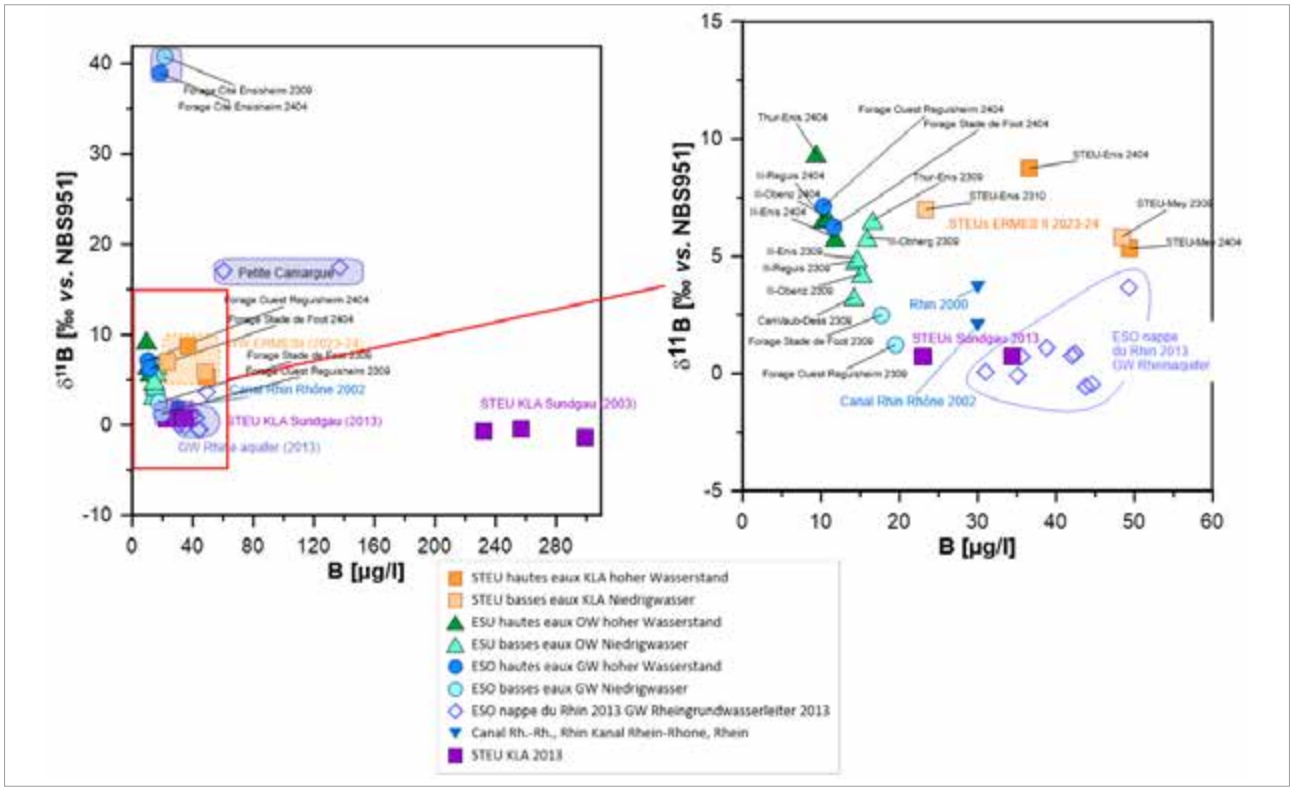


Figure 6.18 : Évolution du taux de bore et des isotopes du bore dans les eaux usées sur 20 ans en Alsace (2003-2023) et comparaison hautes eaux-basses eaux pour ESU et ESO

Abbildung 6.18: Entwicklung des Borgehalts und der Borisotope im Abwasser über einen Zeitraum von 20 Jahren im Elsass (2003–2023) und Vergleich zwischen Hochwasser und Niedrigwasser für OW und GW

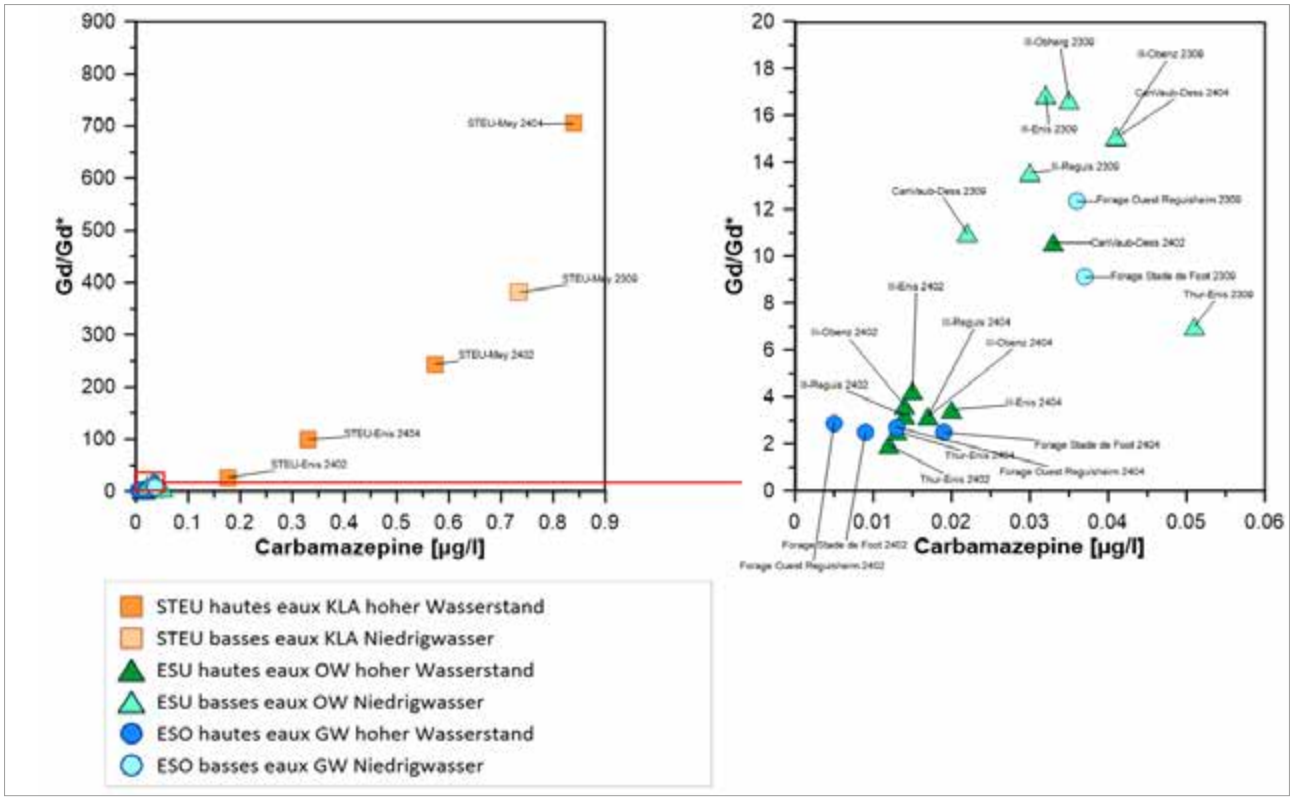


Figure 6.19 : Relation de l'anomalie en gadolinium (Gd/Gd*) et des concentrations en carbamazépine, STEU, ESU et ESO

Abbildung 6.19: Zusammenhang zwischen Gadolinium-Anomalie (Gd/Gd*) und Carbamazepin-Konzentrationen, KLA, OW und GW

6.4.4.

Résultats des analyses ciblées

Introduction

Les résultats des analyses ciblées du site pilote de l'Ill obtenus par les laboratoires prestataires ont été interprétés de manière cohérente en prenant en compte l'hydraulique (sectorisation amont/aval), la saisonnalité (comparaison des résultats par campagnes de mesure en fonction des conditions hydrologiques) et en regroupant les paramètres en famille (voir chapitre 4.1).

Sur cette base d'évaluation, les résultats ont été traités selon la procédure d'exploitation commune décrite au **chapitre 4** (paragraphe 4.3).

Parmi les seize points de mesure ESO, certains outsiders (5 au total) ne sont pas représentés sur les graphiques, hormis les deux points de référence amont (04132X0139 et 04132X0232). Concernant les ESU, les stations complémentaires 02007300 sur le Quatelbach et 0202730 du Canal Vauban ne sont pas représentées.

Distribution spatiale des micropolluants

Sur le site pilote de l'Ill, 140 des 250 substances organiques recherchées (hors éléments traces métalliques) ont été quantifiées au moins une fois dans les rejets de STEU, les ESU ou les ESO.

En amont des deux STEU étudiées, l'Ill et la Thur parviennent au site pilote avec une contamination préexistante et significative en micropolluants (**Figure 6.20**) : 54 paramètres dont notamment 17 substances pharmaceutiques et 8 PFAS ont été quantifiés au moins une fois dans la Thur (02011000) et 55 paramètres dont notamment 14 substances pharmaceutiques et 11 pesticides pour l'Ill (02007350). Le benzotriazole a également été détecté à chaque campagne pour les deux cours d'eau. La présence de substances pharmaceutiques et du benzotriazole en amont des deux STEU du site pilote pourrait être associée à d'autres STEU situées en amont, dont l'influence des rejets est encore visible à l'entrée du site pilote, à Ensisheim.

Pour les points ESO situés en amont des STEU, deux cas de figure ont été observés. Pour ceux éloignés de l'influence des cours d'eau (04132X0139 et 04132X0232), 45 substances ont été quantifiées dont 13 HAP et 9 PFAS (en moyenne, 2,8 µg/L pour le premier et 0,73 µg/L pour le second) ainsi que de fortes concentrations en pesticides mais aucune substance considérée comme indicatrice d'eaux usées tels que les substances pharmaceutiques ou les adjuvants alimentaires. Au contraire, sur le point ESO amont situé en bordure de l'Ill (04132X0267), l'apparition de deux substances pharmaceutiques (carbamazépine et sulfaméthoxazole) parmi les 25 substances recherchées a été constatée.

À chaque campagne de mesure, environ 30 substances différentes ont été détectées dans les effluents des STEU

6.4.4.

Ergebnisse der gezielten Analysen

Einleitung

Die von den beauftragten Laboren generierten Ergebnisse der gezielten Analysen im Pilotgebiet an der Ill wurden einheitlich unter Berücksichtigung der Hydraulik (Abschnitte Zustrom/Abstrom) und der saisonalen Abhängigkeit (Vergleich der Ergebnisse nach Messkampagnen in Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen) sowie durch Untergliederung der Parameter in Gruppen (s. Kapitel 4.1) interpretiert.

Auf dieser Bewertungsgrundlage wurden die Ergebnisse gemäß dem in **Kapitel 4** (Absatz 4.3) beschriebenen gemeinsamen Auswertungsverfahren verarbeitet.

Von den sechzehn GW-Messstellen sind einige "Außenseiter" (insgesamt 5) nicht in den Grafiken dargestellt, mit Ausnahme der beiden stromaufwärts gelegenen Referenzmessstellen (04132X0139 und 04132X0232). Bei den OW-Messstellen sind die zusätzlichen Messstellen 02007300 am Quatelbach und 0202730 am Canal Vauban nicht dargestellt.

Räumliche Verteilung der Spurenstoffe

Im Pilotgebiet an der Ill wurden 140 der 250 untersuchten organischen Substanzen (ohne Spurenelemente) mindestens einmal in KLA-Einleitungen, im OW und im GW nachgewiesen.

Oberhalb der beiden untersuchten KLA fließen die Ill und die Thur mit einer bereits erheblichen Belastung durch Spurenstoffe in das Pilotgebiet (**Abbildung 6.20**): 54 Parameter, darunter 17 pharmazeutische Substanzen und 8 PFAS, wurden mindestens einmal in der Thur (02011000) quantifiziert, und 55 Parameter, darunter 14 pharmazeutische Substanzen und 11 PSM, in der Ill (02007350). Benzotriazol wurde ebenfalls bei jeder Messkampagne in beiden Flüssen nachgewiesen. Das Vorhandensein von pharmazeutischen Substanzen und Benzotriazol oberhalb der beiden Kläranlagen im Pilotgebiet könnte mit anderen oberhalb gelegenen Kläranlagen zusammenhängen, deren Einleitungen am Eingang des Pilotgebiets in Ensisheim noch nachweisbar ist.

Bei den GW-Messstellen oberhalb der Kläranlagen waren zwei Situationen zu beobachten. Bei denjenigen, die weit entfernt vom Einfluss der Flüsse liegen (04132X0139 und 04132X0232), wurden 45 Substanzen quantifiziert, darunter 13 PAK und 9 PFAS (im Durchschnitt 2,8 µg/L für die ersten und 0,73 µg/L für die zweiten) sowie hohe Konzentrationen an PSM, jedoch keine Substanzen, die als Abwasserindikatoren gelten, wie pharmazeutische Substanzen oder Lebensmittelzusatzstoffe. Im Gegensatz dazu wurden an der oberstromig gelegenen GW-Messstelle am Ufer der Ill (04132X0267) zwei der 25 untersuchten pharmazeutischen Substanzen (Carbamazepin und Sulfamethoxazol) nachgewiesen.

Bei jeder Messkampagne wurden etwa 30 verschiedene Stoffe in den Einleitungen der Kläranlagen von Ensisheim und Meyenheim nachgewiesen (**Abbildungen 6.20**); die

d'Ensisheim et de Meyenheim (**Figures 6.20**), dont la moitié sont des substances pharmaceutiques. Toutes campagnes confondues, ce sont 52 substances différentes qui ont été quantifiées en sortie de STEU.

Il est assez remarquable de constater que sur la base des 250 paramètres recherchés, le profil chimique des STEU se rapproche de celui des ESU amont, bien que des substances soient exclusivement identifiées dans les eaux usées traitées (notamment l'azithromycine, le naproxène, le PFBA, le PFOS, le 4-nonylphénol mono- et diéthoxylate et le diéthyl phtalate). En revanche, les analyses révèlent des écarts de concentrations importants pour les substances identifiées dans les deux types d'eau : les substances pharmaceutiques et les adjuvants alimentaires notamment, sont quantifiés à des concentrations très élevées en sortie de STEU. En moyenne, pour la STEU d'Ensisheim, la somme des concentrations des substances pharmaceutiques quantifiées est de 10,6 µg/L alors qu'elle est de 0,7 µg/L dans la Thur et de 0,63 µg/L dans l'Ill (**Figures 6.21**).

Malgré un facteur de dilution relativement important entre le débit de l'Ill et les rejets de STEU, l'impact des effluents sur la présence de micropolluants dans les eaux de surface et souterraines situées en aval est perceptible.

Dans l'Ill, une augmentation significative de la concentration (ratio amont/aval > 3) est observée pour des dizaines de substances dont divers composés aromatiques (chloronitrobenzène-1,3, chloronitrobenzène-1,4, chloroaniline-2 et 2-Nitrotoluène), sachant qu'ils n'ont jamais été détectés en rejet de STEU, ainsi que pour des adjuvants alimentaires (caféine et cotinine), des substances pharmaceutiques (notamment kétoprofène, ibuprofène, propanolol, paracétamol, oxazépam, aténolol, metformine, métoprolol), des pesticides (glyphosate, S-métolachlore, 2,4D) et un plastifiant (4-tert-butylphénol). À noter que trois PFAS (PFHxA, PFOA et PFBA) ont un ratio légèrement supérieur à 2.

Parmi les substances considérées comme indicatrices de STEU, les adjuvants alimentaires sont ceux qui présentent les hausses de concentration les plus fortes après les rejets de STEU. Le point 02012000, situé à 300 m en aval de la STEU d'Ensisheim, a une concentration moyenne en adjuvants alimentaires trois fois supérieure à celle de l'Ill en amont de la STEU. À son aval, les concentrations diminuent progressivement le long du cours d'eau jusqu'à la STEU de Meyenheim (0,17 µg/L au point 02012600). À la STEU de Meyenheim, une concentration moyenne en adjuvants alimentaires de 11,16 µg/L est mesurée ; ce rejet semble engendrer une nouvelle augmentation des concentrations dans l'Ill (concentration moyenne de 0,54 µg/L au point 02012800).

À noter qu'une substance pharmaceutique, le 2-Hydroxy Ibuprofen, a été quantifiée en aval de la STEU d'Ensisheim alors qu'il n'a jamais été détecté en amont (Thur et Ill).

D'une manière générale, les hausses de concentration sont plus significatives à l'aval de la STEU d'Ensisheim (débit moyen de 3000 m^3/j), que celle de Meyenheim (débit moyen de 600 m^3/j).

Hälfte davon waren Arzneimittel. Bei allen Kampagnen zusammengenommen wurden 52 verschiedene Substanzen am KLA-Auslauf quantifiziert.

Es ist auffällig, dass sich das chemische Profil der KLA auf der Grundlage der 250 untersuchten Parameter dem des oberstromigen OW annähert, obwohl bestimmte Substanzen ausschließlich in geklärtem Abwasser nachgewiesen wurden (insbesondere Azithromycin, Naproxen, PFBA, PFOS, 4-Nonylphenolmono- und -diethoxylat und Diethylphthalat). Die Konzentrationen der in beiden Wasserarten identifizierten Stoffe wichen jedoch erheblich voneinander ab: Insbesondere Arzneimittel und Lebensmittelzusatzstoffe wurden am Ausgang der KLA in sehr hohen Konzentrationen gemessen. Im Durchschnitt betrug die Konzentrationssumme bei Arzneimitteln für die Kläranlage Ensisheim 10,6 µg/L, während sie in der Thur 0,7 µg/L und in der Ill 0,63 µg/L betrug (**Abbildungen 6.21**).

Trotz des relativ hohen Verdünnungsfaktors zwischen der Durchflussmenge der Ill und den Kläranlageneinleitungen beeinflusst das geklärte Abwasser das Vorkommen von Spurenstoffen im Oberflächen- und Grundwasser stromabwärts.

In der Ill ist bei Dutzenden von Substanzen ein deutlicher Anstieg der Konzentration zu beobachten (Zustrom-Abstrom-Verhältnis >3). Dies gilt für verschiedene aromatische Verbindungen (Chlornitrobenzol-1,3, Chlornitrobenzol-1,4, 2-Chloranilin und 2-Nitrotoluol), wobei diese Stoffe noch nie in KLA-Einleitungen nachgewiesen wurden, sowie für Lebensmittelzusatzstoffe (Koffein und Cotinin), pharmazeutische Substanzen (insbesondere Ketoprofen, Ibuprofen, Propanolol, Paracetamol, Oxazepam, Atenolol, Metformin, Metoprolol), PSM (Glyphosat, S-Metolachlor, 2,4D) und einen Weichmacher (4-tert-Butylphenol). Drei PFAS (PFHxA, PFOA und PFBA) wiesen ein Verhältnis von etwas mehr als 2 auf.

Von den Substanzen, die als Abwasserindikatoren gelten, wiesen Lebensmittelzusatzstoffe nach KLA-Einleitungen den stärksten Konzentrationsanstieg auf. An der Messstelle 02012000, die sich 300 m stromabwärts der Kläranlage von Ensisheim befindet, war die durchschnittliche Konzentration an Lebensmittelzusatzstoffen dreimal so hoch wie in der Ill stromaufwärts der Kläranlage. Stromabwärts nahmen die Konzentrationen entlang des Flusses bis zur Kläranlage Meyenheim (0,17 µg/L an der Messstelle 02012600) allmählich ab. An der KLA Meyenheim betrug die Durchschnittskonzentration von Lebensmittelzusatzstoffen 11,16 µg/L; diese Einleitungen führen offenbar zu einem erneuten Anstieg der Konzentrationen in der Ill (Durchschnittskonzentration von 0,54 µg/L an der Mst. 02012800).

Ein pharmazeutischer Wirkstoff, 2-Hydroxy Ibuprofen, wurde stromabwärts der KLA Ensisheim nachgewiesen, stromaufwärts (Thur und Ill) dagegen nicht.

Insgesamt waren die Konzentrationsanstiege stromabwärts der KLA Ensisheim (durchschnittlicher Durchfluss von 3.000 m^3/Tag) signifikanter als die der KLA Meyenheim (durchschnittlicher Durchfluss von 600 m^3/Tag).

Dans les eaux souterraines, une augmentation des concentrations et du nombre de substances détectées est également constatée. Globalement, 57 substances différentes ont été quantifiées sur les points amont (04132X0139, 04132X0232, 04132X0267) tandis que 80 ont été quantifiées sur les points situés en aval des STEU et soumis à l'influence de la rivière, soit 23 substances supplémentaires.

Parmi ces 23 substances, trois produits pharmaceutiques (hydrochlorothiazide, l'oxazepam et du tramadol) n'ont jamais été détectés dans les ESO amont et ont été identifiés aux points BSS004HVYD et 04132X0421 en aval d'Ensisheim.

Des hausses de concentrations (ratio amont/aval > 2) sont observées pour de nombreux composés, y compris pour des substances qui n'ont pas été identifiées en STEU par les analyses ciblées, dont notamment des retardateurs de flammes bromés (ex : Hexabromocyclododécane), des composés aromatiques divers (ex : Benzo(a)pyrène), des plastifiants (4-nonylphenols) ou des PFAS (6:2 FTSA). Ces substances sont relativement hydrophobes (K_{OW} élevés) avec un faible pouvoir de migration. En STEU comme en ESU, ces substances tendraient à s'adsorber sur les boues et les sédiments.

Concernant les substances considérées comme indicatrices d'eaux usées (souvent polaires), des hausses amont/ aval STEU significatives sont constatées pour le sulfaméthoxazole, la carbamazépine, la carbamazépine époxide, l'hydrochlorothiazide, l'oxazepam et le tramadol. Certains PFAS présentent également un ratio amont aval supérieur à 2 : PFBS, PFDOA et PFBA.

En aval de la STEU de Meyenheim, les points de mesure ESO BSS004HVYC, BSS004HVYP et BSS004KZCR semblent particulièrement contaminés par des substances pharmaceutiques (hydrochlorothiazide, carbamazépine époxyde et tramadol) retrouvées en forte concentration dans la STEU (**Figures 6.22** et **6.23**). Le point 03783X0190, un des plus en aval, fait figure d'exception, puisqu'aucune substance pharmaceutique n'a été identifiée. À cet endroit, le diapir d'Hettenschlag semble modifier les directions d'écoulement et limiter l'influence de l'Ill (**Carte 3.09** du **Chapitre 3**).

Dans l'ensemble, les points de mesure ESO situés à très courte distance de l'Ill et en aval proche des STEU d'Ensisheim (04132X0421 et BSS004HVYD) et de Meyenheim (BSS004HVYP) ont des signatures chimiques marquées par la présence de composés considérés comme spécifiques aux eaux usées et se distinguent des points de mesure plus éloignés de la rivière. Ce constat est notamment mis en lumière par la **carte 6.3**, dans le cas des substances pharmaceutiques.

Plusieurs des substances qui ont été quantifiées dans les STEU et les ESU (en aval des STEU) ne l'ont pas été en ESO (aval STEU). C'est le cas de substances pharmaceutiques comme l'aténolol ou la metformine mais aussi d'autres substances telles que le benzotriazole, l'AMPA, le 2,4-MCPA, le glyphosate ou la cotinine. Pour certaines (metformine ou benzotriazole par exemple), des biais analytiques liés aux LQ pourraient expliquer cette situation.

Im Grundwasser war ebenfalls ein Anstieg der Konzentrationen sowie der Anzahl der Befunde zu beobachten. Insgesamt wurden an den stromaufwärts gelegenen Messstellen (04132X0139, 04132X0232, 04132X0267) 57 verschiedene Substanzen quantifiziert, während an den stromabwärts gelegenen Messstellen, die vom Fließgewässer beeinflusst werden, 80 Substanzen nachgewiesen wurden, also 23 mehr.

Von diesen 23 Substanzen wurden drei Arzneimittel (Hydrochlorothiazid, Oxazepam und Tramadol) an den stromaufwärts gelegenen GW-Messstellen nie nachgewiesen, während sie an den Messstellen BSS004HVYD und 04132X0421 stromabwärts von Ensisheim quantifiziert wurden.

Bei zahlreichen Verbindungen wurden Konzentrationsanstiege beobachtet (Verhältnis Zustrom/Abstrom >2), darunter auch bei Stoffen, die in der KLA durch gezielte Analysen nicht identifiziert wurden, darunter insbesondere bromierte Flammschutzmittel (z. B. Hexabromcyclododecan), verschiedene aromatische Verbindungen [z. B. Benzo(a)pyren), Weichmacher (4-Nonylphenole) und PFAS (6:2 FTSA)]. Diese Stoffe sind relativ hydrophob (hohe K_{OW}-Werte) und weisen eine geringe Migrationsfähigkeit auf. Sowohl in KLA als auch in OW neigen sie offenbar dazu, sich an Schlämme und Sedimente anzulagern.

Bei den als Abwasserindikatoren geltenden (oft polaren) Stoffen wurden signifikante Anstiege zwischen Zu- und Abstrom von KLA für Tramadol, Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Carbamazepin-Epoxid, Hydrochlorothiazid, Oxazepam und Tramadol festgestellt. Einige PFAS wiesen ebenfalls ein Zustrom-Abstrom-Verhältnis von mehr als 2 auf: PFBS, PFDOA und PFBA.

Die stromabwärts der KLA von Meyenheim gelegenen Messstellen GW BSS004HVYC, BSS004HVYP und BSS004KZCR scheinen besonders stark mit Arzneimittelwirkstoffen (Hydrochlorothiazid, Carbamazepin-Epoxid und Tramadol) belastet zu sein, sie wurden in den Einleitungen in hohen Konzentrationen nachgewiesen (**Abbildungen 6.22** und **6.23**). Die Messstelle 03783X0190, eine der am weitesten stromabwärts gelegenen, bildete insofern eine Ausnahme, als hier keine pharmazeutischen Substanzen nachgewiesen wurden. An dieser Messstelle scheint der Diapir von Hettenschlag die Fließrichtungen zu verändern und den Einfluss der Ill abzuschwächen (**Karte 3.09 in Kapitel 3**).

Insgesamt sind die chemischen Signaturen der OW-Messstellen in unmittelbarer Nähe der Ill und stromabwärts in der Nähe der KLA von Ensisheim (04132X0421 und BSS004HVYD) und Meyenheim (BSS004HVYP) durch das Vorhandensein von Abwasserindikatoren gekennzeichnet, was sie von den weiter vom Fluss entfernten Messstellen unterscheidet. Dies veranschaulicht **Karte 6.3** am Beispiel pharmazeutischer Substanzen.

Mehrere der in den KLA und im OW (stromabwärts der KLA) quantifizierten Stoffe wurden im GW (stromabwärts der KLA) nicht nachgewiesen. Dies gilt für Arzneimittel wie Atenolol und Metformin sowie für Substanzen wie Benzotriazol, AMPA, 2,4-MCPA, Glyphosat und Cotinin. Bei einigen (z. B. Metformin oder Benzotriazol) könnte dies auf analytische Verzerrungen im Zusammenhang mit den BG zurückzuführen sein.

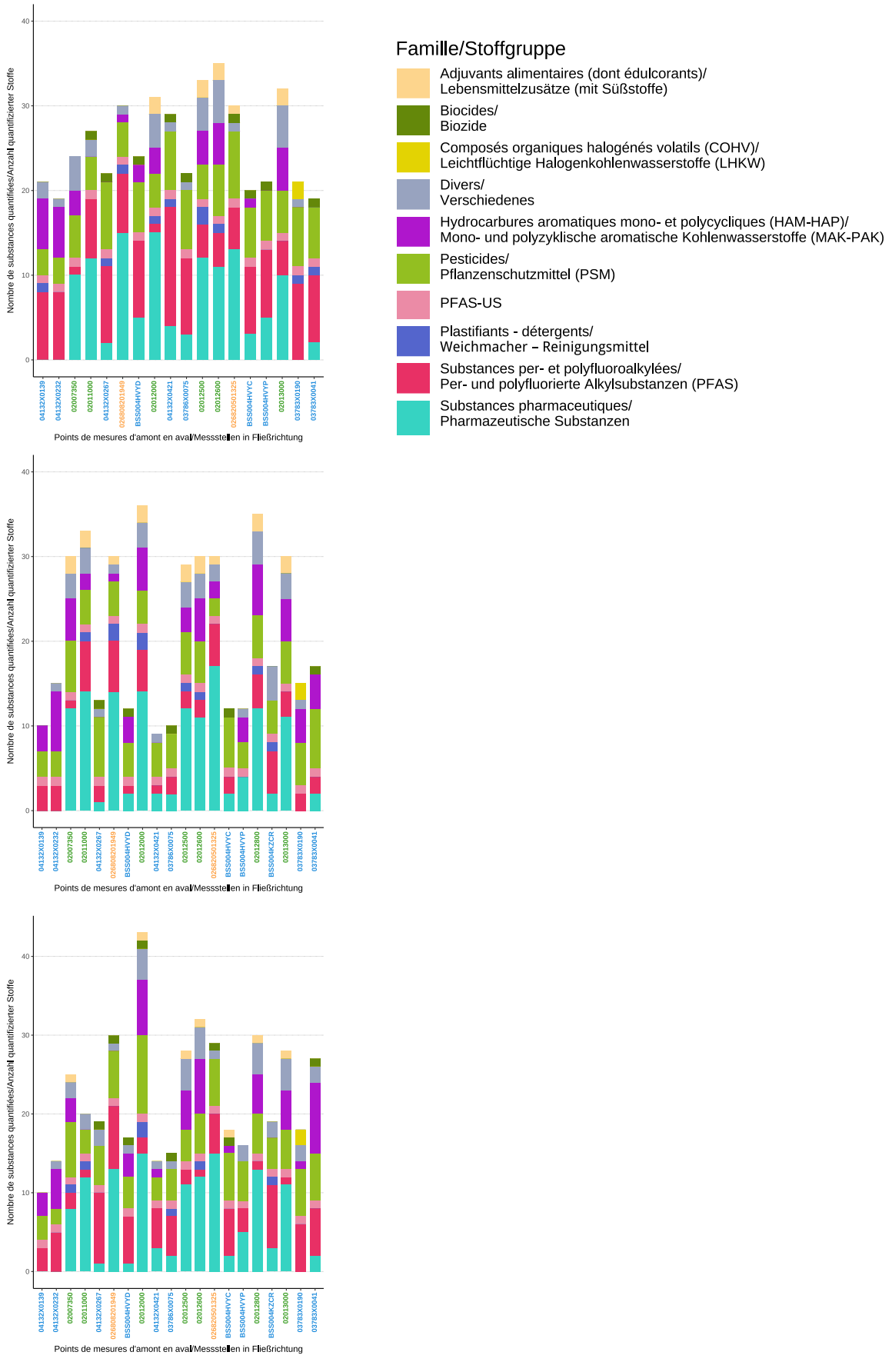


Figure 6.20 : Nombre de substances quantifiées par point de mesure lors des campagnes 1 (haut), 2 (milieu) et 3 (bas)

Abbildung 6.20: Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Stoffe während der Kampagnen 1 (oben), 2 (Mitte) und 3 (unten)



Figure 6.21 : Somme des concentrations par famille et par point de mesure lors des trois campagnes du site pilote de l'Ill (C1 : haut, C2 : milieu, C3 : bas)

Abbildung 6.21: Summe der Konzentrationen nach Stoffgruppe und Messstelle während der drei Kampagnen im Pilotgebiet Ill (C1: oberer Abschnitt, C2: mittlerer Abschnitt, C3: unterer Abschnitt)

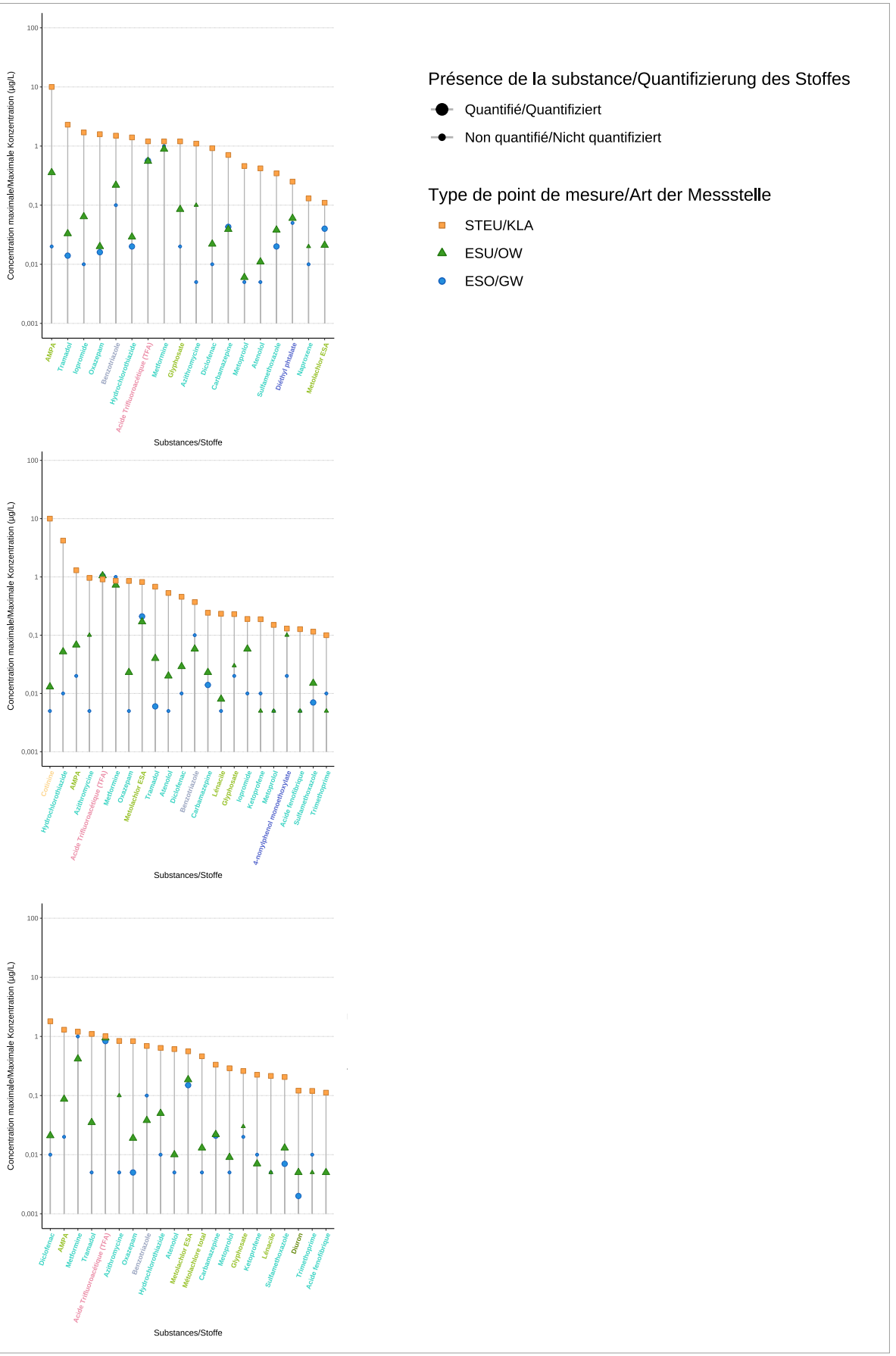


Figure 6.22 : Valeurs maximales des substances mesurées en STEU, en ESU et en ESO pour les trois campagnes dans la zone Aval Ensisheim (C1 : haut, C2 : milieu, C3 : bas)

Abbildung 6.22: Höchstwerte der in der KLA, OW und GW gemessenen Stoffe für die drei Messkampagnen im Abschnitt Unterlauf Ensisheim (C1: oben, C2: Mitte, C3: unten)

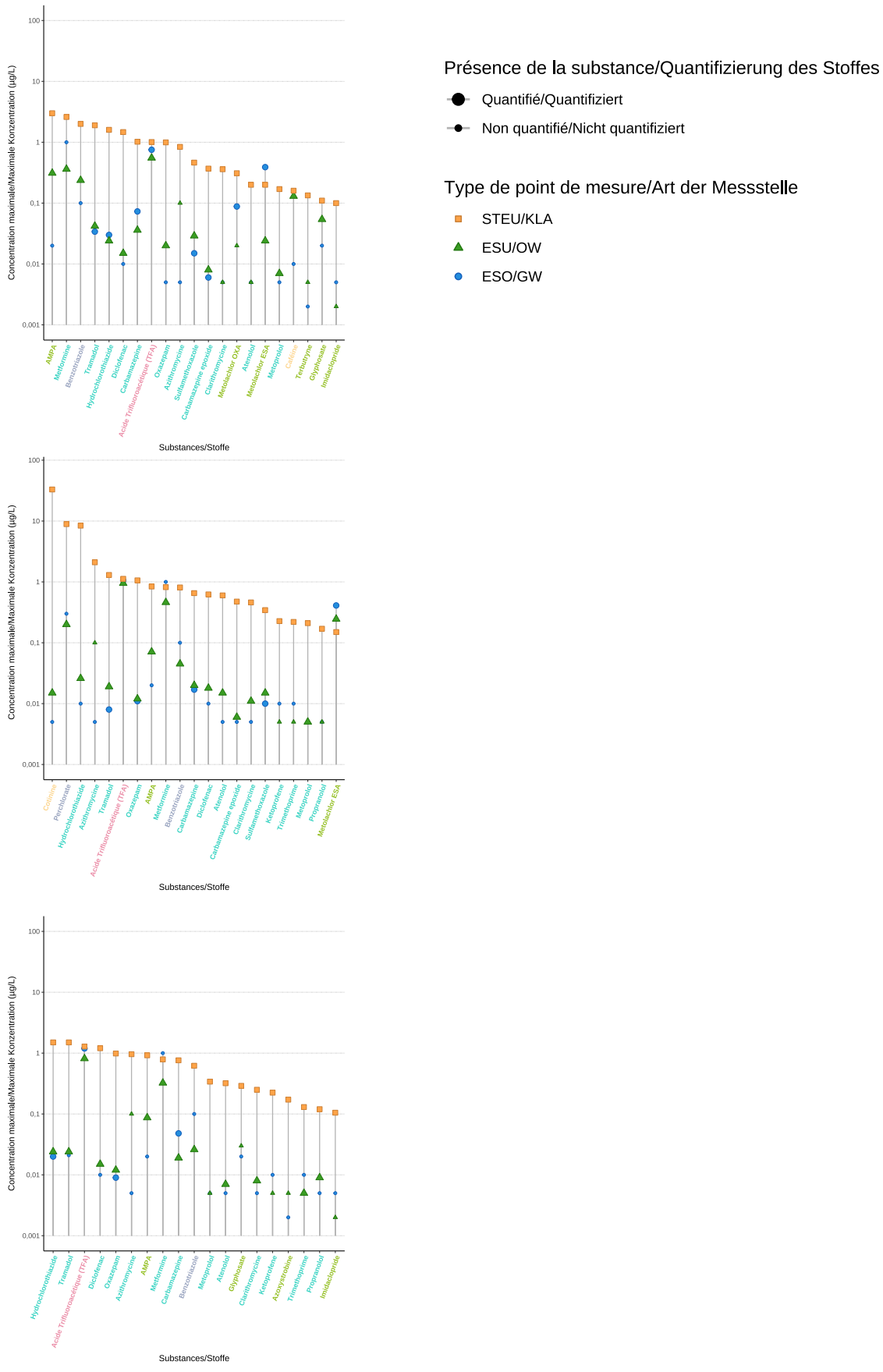


Figure 6.23 : Valeurs maximales des substances mesurées en STEU, en ESU et en ESO pour les trois campagnes dans la zone Aval Meyenheim (C1 : haut, C2 : milieu, C3 : bas)

Abbildung 6.23: Höchstwerte der in der KLA, OW und GW gemessenen Stoffe für die drei Kampagnen im Abschnitt Unterlauf Meyenheim (C1: oben, C2: Mitte, C3: unten)

Focus sur les substances à forte occurrence en sortie de STEU d'Ensisheim et de Meyenheim

Les familles de substances ou substances qui ont été les plus fréquemment quantifiées dans les effluents investigués sont les substances pharmaceutiques (60 %), les adjuvants alimentaires (25 %), les PFAS (20 %), les pesticides dont des biocides (8 %) et le benzotriazole (100 %).

Les rejets de la STEU de Meyenheim sont plus contaminés en substances pharmaceutiques et en adjuvants alimentaires que ceux de la STEU d'Ensisheim. En revanche, celle-ci présente de plus hautes concentrations en pesticides, biocides, métabolites et PFAS. Dans l'ensemble, le profil chimique de leurs rejets est semblable.

Les substances pharmaceutiques ont été la famille la plus quantifiée dans les rejets de STEU (16 substances différentes à Ensisheim et 17 à Meyenheim sur 52 substances quantifiées en sortie de STEU). Parmi les plus quantifiées (hydrochlorothiazide, metformine, tramadol, oxazepam, iopromide, diclofénac, carbamazépine), plusieurs se démarquent.

L'hydrochlorothiazide (log K_{ow} = -0,07) fut la substance présentant les concentrations maximales les plus élevées en sortie de STEU, soit 4,2 µg/L à Ensisheim et 8,4 µg/L à Meyenheim, à la deuxième campagne de mesure. En ESU, elle a à la fois été quantifiée en aval des STEU entre 0,013 µg/L (02012500) et 0,052 µg/L (02012000), et en amont, surtout dans la Thur où elle atteint une concentration maximale de 0,049 µg/L. Pour les ESO, elle n'a été quantifiée qu'en aval des STEU, à la concentration maximale de 0,03 µg/L (campagne 1).

La metformine (log K_{ow} = -2,7) a également été mesurée à des concentrations élevées en sortie de STEU ; valeurs maximales de 1,2 µg/L à Ensisheim et de 2,6 µg/L à Meyenheim. Elle a également été détectée dans les ESU à des concentrations élevées, comprises entre 0,16 µg/L (02011000, dans la Thur) et 0,8869 µg/L (02012000, en aval de la STEU d'Ensisheim). Malgré sa forte mobilité, la présence de metformine dans les ESO n'a pas été identifiée, probablement en raison d'une limite de quantification élevée de 1 µg/L.

La carbamazépine (log K_{ow} = 2,25 – 2,45) et le sulfaméthoxazole (log K_{ow} = 0,89) ont été quantifiés sur tous les points de mesure STEU et ESU mais aussi en ESO (sauf le point 03783X0190 qui ne présente aucune substance pharmaceutique quantifiée) à des concentrations comprises entre 0,016 µg/L (03783X0085, le point le plus éloigné de l'Ill en aval des STEU) et 0,073 µg/L (BSS004HVYP, en aval direct de la STEU de Meyenheim) pour la carbamazépine et entre 0,005 µg/L (04132X0267, point amont sur l'Ill) et 0,034 µg/L (BSS004HVYP) pour le sulfaméthoxazole.

Cette analyse met en évidence que les substances pharmaceutiques, fréquemment détectées à des concentrations élevées en sortie de STEU, présentent des concentrations accrues dans les ESU et les ESO en aval des points de rejet,

Fokus auf Substanzen mit häufigen Befunden am Auslauf der KLA von Ensisheim und Meyenheim

Die am häufigsten in KLA-Einleitungen nachgewiesenen Stoffgruppen bzw. Stoffe waren pharmazeutische Substanzen (60 %), Lebensmittelzusatzstoffe (25 %), PFAS (20 %), PSM einschließlich Biozide (8 %) und Benzotriazol (100 %).

Die Einleitungen der Kläranlage Meyenheim waren stärker mit pharmazeutischen Substanzen und Lebensmittelzusatzstoffen belastet als die der Kläranlage Ensisheim. Letztere weist hingegen höhere Konzentrationen an PSM, Bioziden, Metaboliten und PFAS auf. Insgesamt ist das chemische Profil ihrer Einleitungen ähnlich.

Am häufigsten wurden in den KLA-Einleitungen pharmazeutische Substanzen quantifiziert (16 verschiedene Substanzen in Ensisheim und 17 in Meyenheim von insgesamt 52 am KLA-Auslauf nachgewiesenen Substanzen). Unter den am häufigsten quantifizierten (Hydrochlorothiazid, Metformin, Tramadol, Oxazepam, Iopromid, Diclofenac, Carbamazepin) stachen mehrere hervor. Hydrochlorothiazid (log K_{OW} = -0,07) war die Substanz mit den höchsten Maximalkonzentrationen am KLA-Auslauf bei der zweiten Messkampagne, nämlich 4,2 µg/L in Ensisheim und 8,4 µg/L in Meyenheim. Im OW wurde es sowohl stromabwärts der KLA mit 0,013 µg/L (02012500) bis 0,052 µg/L (02012000) nachgewiesen, als auch stromaufwärts, insbesondere in der Thur, wo die maximale Konzentration 0,049 µg/L erreichte. Im GW wurde es nur stromabwärts der KLA mit einer Maximalkonzentration von 0,03 µg/L (Kampagne 1) quantifiziert.

Metformin (log K_{ow} = -2,7) wurde ebenfalls in hohen Konzentrationen am Ausgang der Kläranlagen gemessen; mit Höchstwerten von 1,2 µg/L in Ensisheim und 2,6 µg/L in Meyenheim. Auch im OW wurde es in hohen Konzentrationen zwischen 0,16 µg/L (02011000, in der Thur) und 0,8869 µg/L (02012000, stromabwärts der KLA von Ensisheim) nachgewiesen. Trotz seiner hohen Mobilität war Metformin im GW nicht nachweisbar, vermutlich aufgrund der hohen Bestimmungsgrenze von 1 µg/L.

Carbamazepin (log K_{ow} = 2,25 – 2,45) und Sulfamethoxazol (log K_{ow} = 0,89) wurden an allen Messstellen (KLA, OW, aber auch GW mit Ausnahme der Messstelle 03783X0190, an der keine pharmazeutischen Substanzen quantifiziert wurden) in Konzentrationen zwischen 0,016 µg/L (03783X0085, der am weitesten von der Ill entfernten Messstelle stromabwärts der KLA) und 0,073 µg/L (BSS004HVYP, direkt stromabwärts der KLA von Meyenheim) für Carbamazepin und zwischen 0,005 µg/L (04132X0267, stromaufwärts an der Ill) und 0,034 µg/L (BSS004HVYP) für Sulfamethoxazol nachgewiesen.

Diese Analyse zeigt, dass die häufig in hohen Konzentrationen am Auslauf von KLA nachgewiesenen Arzneimittel in OW und GW stromabwärts der Einleitungsstellen höhere Konzentrationen als an den Referenzmessstellen strom-

comparativement aux concentrations mesurées aux points de référence amont ou peu influencés par l'Ill (**Carte 6.3**).

Les résultats restitués sur cette carte semblent également mettre en évidence une saisonnalité des concentrations, visible sur les points de mesure ESO situés le long de l'Ill. On remarque que les concentrations en somme totale de substances pharmaceutiques sont généralement plus élevées en basses eaux (campagne 1) qu'en hautes (campagne 2) et moyennes eaux (campagne 3).

Les PFAS ont été détectés sur tous les points de mesure mais à des concentrations individuelles relativement faibles (entre 0,001 et 0,0195 µg/L) ; les effluents de STEU et les ESO présentent le plus grand nombre de composés différents quantifiés. Les concentrations moyennes en PFAS par point sont légèrement plus hautes en STEU qu'en ESO.

Le TFA est l'US-PFAS le plus retrouvé ; il est omniprésent sur le site pilote, témoignant d'un bruit de fond généralisé entretenu par sa persistance.

L'analyse des ratios de concentrations amont/aval pour les ESU fait tout de même ressortir des hausses de concentrations significatives en aval des STEU pour le PFHxA, PFOA, PFBA et de façon plus discrète pour une dizaine d'autres PFAS.

Les voies de contamination en PFAS sont très variées et les STEU en font probablement partie. Il est néanmoins difficile de voir une prépondérante influence des cours d'eau sur les eaux souterraines car parmi les points ESO les plus contaminés en PFAS certains sont éloignés de la rivière.

Les effluents de STEU contiennent aussi une variété notable de biocides, de pesticides et métabolites. Les substances les plus retrouvées (AMPA, diuron, glyphosate, imidaclopride, S-métolachlore et métabolites) le sont notamment lors des campagnes 1 et 3, ce qui peut présenter un lien avec leurs périodes d'application. L'AMPA, métabolite majeur du glyphosate, est la substance la plus quantifiée et mesurée aux concentrations les plus fortes dans les deux STEU (10 µg/L à Ensisheim et 3 µg/L à Meyenheim en campagne 1).

La présence de ces pesticides et biocides dans les rejets de STEU peut s'expliquer par le fait que les réseaux d'eaux usées sont unitaires, au sein desquels le ruissellement des eaux pluviales est susceptible d'entraîner ces substances vers les canalisations. Néanmoins, cette voie de contamination des ESO devrait jouer un rôle moins important que celle liée à l'infiltration à travers les sols. L'AMPA, non retrouvé dans les ESO, peut provenir également de la dégradation des phosphonates organiques issus des détergents industriels ou domestiques.

Concernant les adjuvants alimentaires, seules la caféine et la cotinine ont été recherchées dans les trois compartiments. Lors de la campagne 1, la caféine a été détectée à 0,16 µg/L à Meyenheim. En campagne 2, la cotinine a été mesurée à 10 µg/L à Ensisheim et à 33 µg/L à Meyenheim. La présence de la caféine et/ou de la cotinine a fréquemment été dé-

aufwärts oder an wenig von der Ill beeinflussten Referenzmessstellen aufweisen (**Karte 6.3**).

Die auf dieser Karte dargestellten Ergebnisse deuten auch auf saisonale Konzentrationsschwankungen an den GW-Messstellen entlang der Ill hin. Es fällt auf, dass die Konzentrationssummen pharmazeutischer Substanzen bei Niedrigwasser (Kampagne 1) im Allgemeinen höher sind als bei Hochwasser (Kampagne 2) und mittlerem Wasserstand (Kampagne 3).

PFAS wurden an allen Messstellen nachgewiesen, jedoch in relativ geringen Einzelkonzentrationen (zwischen 0,001 und 0,0195 µg/L); die größte Stoffvielfalt wurde am KLA-Auslauf und im GW nachgewiesen. Die durchschnittlichen PFAS-Konzentrationen pro Messstelle waren in den KLA etwas höher als im GW. TFA war das am häufigsten vorkommende US-PFAS; es war im Pilotgebiet ubiquitär, was auf eine allgemeine Hintergrundbelastung aufgrund seiner Persistenz hindeutet.

Das Verhältnis zwischen Zustrom/Abstrom im OW zeigt dennoch signifikante Konzentrationsanstiege stromabwärts der KLA für PFHxA, PFOA, PFBA und in geringerem Maße für etwa zehn weitere PFAS.

Die Eintragspfade von PFAS sind sehr vielfältig, KLA gehören dazu. Ein maßgeblicher Einfluss der Fließgewässer auf das Grundwasser lässt sich jedoch nur schwer ableiten, da die am stärksten betroffenen GW-Messstellen in der Regel weit vom Fluss entfernt waren.

Die KLA-Einleitungen wiesen auch eine große Vielfalt an Bioziden, PSM und Metaboliten auf. Die am häufigsten gefundenen Substanzen (AMPA, Diuron, Glyphosat, Imidacloprid, S-Metolachlor und Metaboliten) wurden insbesondere in der ersten und dritten Kampagne nachgewiesen, was offenbar mit den Zeiträumen ihrer Anwendung zusammenhängt. AMPA, Hauptmetabolit von Glyphosat, wurde am häufigsten nachgewiesen und kam in den beiden KLA in den höchsten Konzentrationen vor (10 µg/L in Ensisheim und 3 µg/L in Meyenheim in Kampagne 1).

Das Vorhandensein dieser PSM und Biozide in den Kläranlageneinleitungen lässt sich dadurch erklären, dass es sich um Mischkanalisationen handelt, in denen Regenwasser diese Stoffe in die Kanalisation spülen kann. Dieser Eintragspfad ins Grundwasser spielt jedoch eine weitaus geringere Rolle als der Eintrag über den Boden. AMPA, das im GW nicht nachgewiesen wurde, kann auch aus dem Abbau organischer Phosphonate aus Industrie- oder Haushaltsreinigern stammen.

Koffein und Cotinin wurden als einzige Lebensmittelzusatzstoffe in den drei Kompartimenten untersucht. Während der Kampagne 1 wurde in Meyenheim Koffein 0,16 µg/L nachgewiesen. In Kampagne 2 wurde Cotinin in Ensisheim mit 10 µg/L und in Meyenheim mit 33 µg/L gemessen. Koffein und/oder Cotinin wurden häufig (BG = 67 %) im OW in Konzentrationen zwischen 0,008 µg/L (02011000, Cotinin) und 0,625 µg/L (02012000, Koffein) nachgewiesen. Im Grundwasser wurde stromabwärts von Meyenheim nur

celée (FQ = 67 %) dans les ESU à des concentrations comprises entre 0,008 µg/L (02011000, cotinine) et 0,625 µg/L (02012000, caféine). En eau souterraine, seule la caféine est détectée en aval de Meyenheim à la concentration de 0,01 µg/L, sur un seul point (BSS004HVYC).

L'acésulfame, reconnu comme traceur d'eaux usées, n'a pas pu être analysé sur le site pilote de l'Ill en raison de contraintes liées au choix du laboratoire.

Le benzotriazole figure parmi les substances les plus fréquemment détectées en rejet de STEU (à des concentrations maximales de 1,5 µg/L à Ensisheim et 2 µg/L à Meyenheim). Sa présence est également récurrente sur tous les points ESU avec des concentrations comprises entre 0,021 µg/L (02011000) et 0,237 µg/L (02013000). En revanche, il n'a jamais été détecté en ESO ; son absence pourrait, comme pour la metformine, s'expliquer par une limite de quantification trop élevée (0,1 µg/L) pour les gammes de concentrations rencontrées en eau souterraine.

Influence des apports en eau du Rhin via le canal de Huningue

De l'eau du Rhin est transférée dans l'Ill en période de basses eaux, via le Canal de Huningue puis le Canal du Rhône au Rhin, à partir d'une prise d'eau sur ce dernier. De cette même prise d'eau, deux cours d'eau artificiels se forment : le canal d'alimentation de l'Ill et le Quatelbach.

L'influence potentielle des eaux issues du Rhin sur la qualité des eaux du site pilote de l'Ill a été évaluée afin de vérifier l'hypothèse d'une contamination en micropolluants organiques par cette voie d'apport.

Au **paragraphe 6.4.3**, la caractérisation isotopique des eaux du site pilote met en évidence la contribution du Rhin par l'identification de sa signature isotopique.

Pour les substances organiques, les résultats d'analyses ciblées issus des stations de mesures positionnées sur le Quatelbach (02007300) et le Canal Vauban (02022730) ont été comparés à ceux obtenus sur la station de mesures de l'Ill (02007350) située en amont du site pilote.

Cette comparaison, faite à liste de substances commune, ne met pas en évidence, du moins au moment des mesures, une influence prépondérante des eaux du Rhin sur celles du site pilote vis-à-vis des substances organiques.

Le nombre de composés détectés aux stations du Quatelbach et du Canal Vauban, ainsi que leur concentration, sont dans l'ensemble inférieurs à ce qui est mesuré dans l'Ill au droit du site pilote, y compris pour les composés issus des STEU comme les substances pharmaceutiques.

Concernant les eaux souterraines, l'influence d'éventuelles infiltrations du Canal Vauban dans les eaux souterraines à l'est de l'Ill est peu perceptible d'après les résultats disponibles, d'autant plus que l'état de l'étanchéité de ce canal demeure inconnu.

Koffein in einer Konzentration von 0,01 µg/L an einer einzigen Messstelle (BSS004HVYC) quantifiziert.

Das als Abwasser-Tracer anerkannte Acesulfam konnte im Pilotgebiet an der Ill aufgrund von Einschränkungen seitens des beauftragten Labors nicht analysiert werden.

Benzotriazol war einer der in KLA-Einleitungen am häufigsten nachgewiesenen Stoffe (mit Höchstkonzentrationen von 1,5 µg/L in Ensisheim und 2 µg/L in Meyenheim). Er kam auch regelmäßig an allen OW-Messstellen mit Konzentrationen zwischen 0,021 µg/L (02011000) und 0,237 µg/L (02013000) vor. Im GW wurde er hingegen nicht nachgewiesen. Wie bei Metformin könnte dies daran liegen, dass die Bestimmungsgrenze (0,1 µg/L) für die im Grundwasser vorkommenden Konzentrationsbereiche zu hoch war.

Einfluss der Wasserzufuhr aus dem Rhein über den Huningue-Kanal

Bei Niedrigwasser wird Rheinwasser über den Hunigau-Kanal und den Rhein-Rhône-Kanal von einer Wasserentnahmestelle am Rhein-Rhône-Kanal in die Ill geleitet. Von dieser Wasserentnahmestelle aus entstehen zwei künstliche Wasserläufe: der Ill-Zuleitungskanal und der Quatelbach.

Der potenzielle Einfluss des Rheinwassers auf die Wasserqualität im Pilotgebiet an der Ill wurde bewertet, um die Hypothese einer Kontamination mit organischen Spurenstoffen über diesen Eintragspfad zu überprüfen.

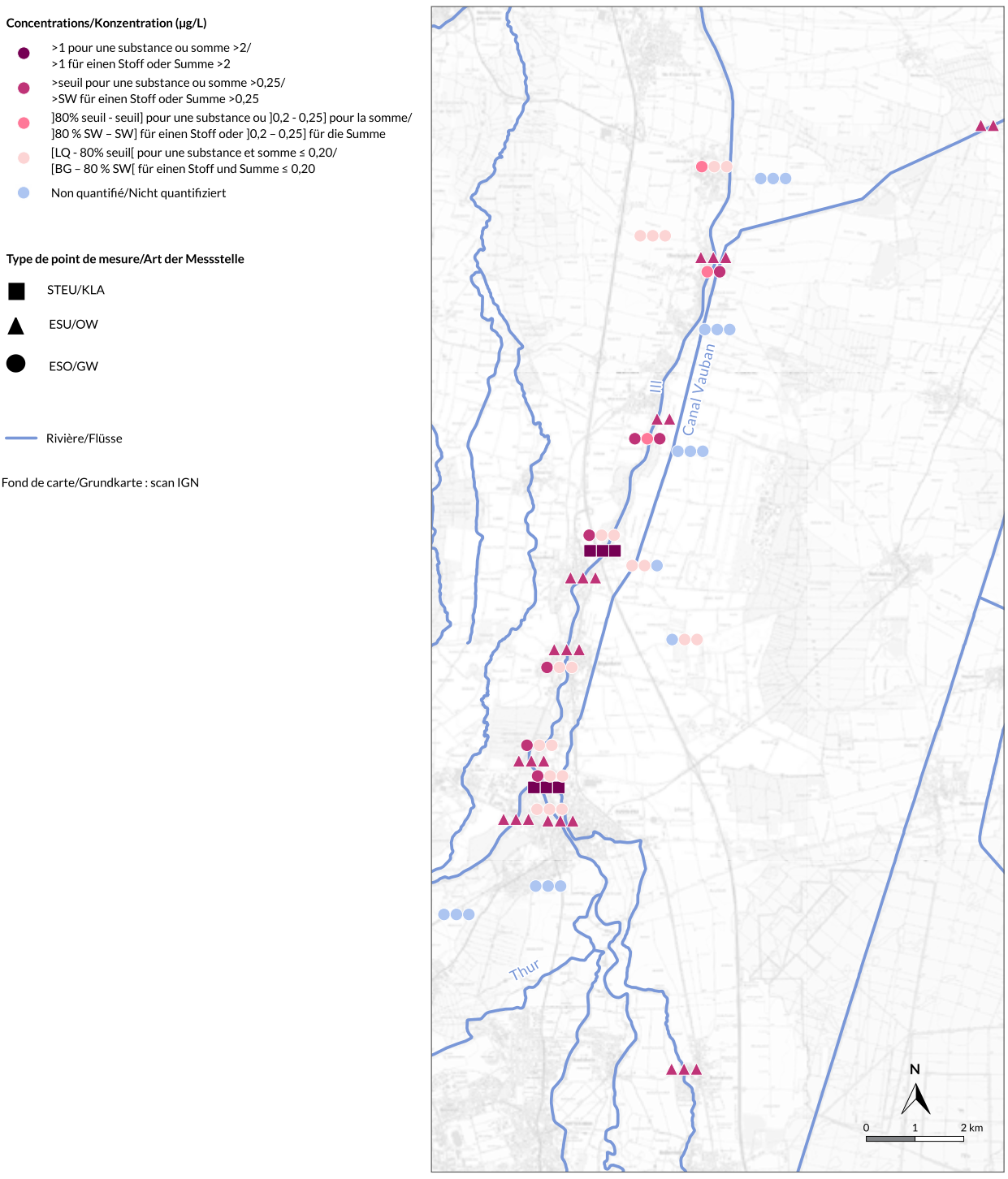
Die in **Abschnitt 6.4.3** beschriebene isotopische Charakterisierung des Wassers im Pilotgebiet zeigt den Einfluss des Rheins durch Identifizierung seiner Isotopensignatur.

Für organische Stoffe wurden die Ergebnisse gezielter Analysen der Messstellen am Quatelbach (02007300) und am Canal Vauban (02022730) mit denen der Messstelle an der Ill (02007350) oberhalb des Pilotgebiets verglichen.

Dieser anhand einer gemeinsamen Stoffliste vorgenommene Vergleich zeigt zumindest zum Zeitpunkt der Messungen keinen starken Einfluss des Rheins auf die Gewässer im Pilotgebiet hinsichtlich des Eintrags organischer Substanzen.

Die Anzahl sowie die Konzentrationen der an den Messstellen Quatelbach und Canal Vauban nachgewiesenen Verbindungen liegen insgesamt unter den Werten, die im Pilotgebiet in der Ill gemessen wurden, dies gilt auch für die aus den Kläranlageneinleitungen stammenden Stoffe wie pharmazeutische Substanzen.

Auswirkungen einer möglichen Versickerung aus dem Canal Vauban in das Grundwasser östlich der Ill lassen sich aus den vorliegenden Ergebnissen kaum ableiten, zumal der Zustand der Abdichtung dieses Kanals nicht bekannt ist.



Carte 6.3 : Concentrations en substances pharmaceutiques sur les trois campagnes

Karte 6.3: Konzentrationen von pharmazeutischen Substanzen in den drei Kampagnen

Comparaison aux valeurs seuil

Une comparaison des concentrations mesurées pour les substances considérées indicatrices d'eaux usées avec les valeurs seuils transfrontalière du projet (**Annexe 3**) a été réalisée.

Bien que les valeurs seuils du projet soient largement dépassées dans les rejets de STEU et les ESU par plusieurs substances, pour les ESO, seul le sulfaméthoxazole présente des concentrations supérieures à sa valeur seuil de 0,01 µg/L, et ce, à neuf reprises. Le maximum mesuré est de 0,034 µg/L au point BSS004HVYP.

Pour le benzotriazole, aucun résultat ne dépasse la GOW de 3 µg/L.

Les adjuvants alimentaires recherchés ne possèdent pas de valeur seuil.

Résultats complémentaires des analyses ciblées

Les résultats des analyses ciblées menées au BRGM ont permis de mettre en évidence la présence de six molécules supplémentaires dans les prélèvements ponctuels : une molécule de la famille « substances diverses » (le bisphénol S) et cinq molécules dans la famille « substances pharmaceutiques ».

Le bisphénol S est retrouvé dans tous les échantillons des trois campagnes à des concentrations élevées notamment au cours de la première campagne de basses eaux. Parmi les substances pharmaceutiques, l'alprazolam, le bromazepam, le gemfibrozil et l'ifosfamide sont retrouvés à de faibles concentrations dans les effluents de STEU ; le furosemide a été quantifié dans tous les compartiments, à de hautes concentrations dans les rejets de STEU puis à des concentrations faibles dans les ESU et parfois dans les ESO.

De nombreuses substances ont été quantifiées via les POCIS mis dans les milieux, ces analyses viennent confirmer les résultats obtenus pour les prélèvements ponctuels.

Les facteurs de concentration étant connus pour certaines molécules détectées, des concentrations moyennes ont pu être calculées et comparées aux concentrations déterminées lors de l'analyse des prélèvements ponctuels. Dans la majorité des cas les concentrations coïncident.

Les POCIS ont permis de détecter des substances présentes dans les effluents de STEU alors que non déterminées via l'analyse des prélèvements ponctuels. Une hypothèse serait que les effets matriciels seraient moindres avec les POCIS. Cela pourrait s'expliquer par le fait que le biofilm se forme à la surface des membranes des POCIS et seule la phase contenue entre deux membranes est analysée. Ces substances sont principalement des substances pharmaceutiques telles que l'un des métabolites de l'ibuprofène, le 1-hydroxy-ibuprofène et la cyclophosphamide.

Vergleich mit den Schwellenwerten

Die Konzentrationen der Abwasserindikatoren geltenden Stoffe wurden mit den Schwellenwerten des Projekts verglichen (**Anhang 3**).

Obwohl die Schwellenwerte des Projekts bei KLA-Einleitungen und OW für mehrere Substanzen deutlich überschritten wurden, überschritt nur Sulfamethoxazol seinen Schwellenwert im GW (0,01 µg/L) und zwar neunmal mit einem gemessenen Höchstwert von 0,034 µg/L an der Messstelle BSS004HVYP.

Bei Benzotriazol überschritt kein Befund den GOW von 3 µg/L.

Für Lebensmittelzusatzstoffe existiert kein Schwellenwert.

Ergänzende Ergebnisse der gezielten Analysen

Im Ergebnis des vom BRGM durchgeführten Non-Target Screenings (NTS) wurden sechs zusätzliche Stoffe in den punktuellen Proben nachgewiesen: ein Stoff aus der Gruppe „sonstige Substanzen" (Bisphenol S) und fünf Stoffe aus der Gruppe „pharmazeutische Substanzen".

Bisphenol S war in allen Proben der drei Kampagnen in hohen Konzentrationen nachweisbar, insbesondere während der ersten Niedrigwasser-Kampagne. Unter den pharmazeutischen Substanzen wurden Alprazolam, Bromazepam, Gemfibrozil und Ifosfamid in geringen Konzentrationen in den Kläranlageneinleitungen gefunden; Furosemid wurde in allen Kompartimenten quantifiziert, wobei die höchsten Konzentrationen in KLA-Einleitungen sowie geringe Konzentrationen in OW und manchmal im GW nachgewiesen wurden.

Zahlreiche Substanzen wurden über die im Milieu installierten Passivsammler (POCIS) quantifiziert, wobei diese Analysen die punktuellen Probenahmen bestätigten.

Die Konzentrationsfaktoren waren für bestimmte nachgewiesene Verbindungen bekannt, sodass Durchschnittskonzentrationen berechnet und mit den bei der Analyse der punktuellen Probenahmen ermittelten Konzentrationen verglichen werden konnten. In den meisten Fällen stimmen die Konzentrationen überein.

Mit POCIS-Passivsammlern konnten Substanzen in Kläranlageneinleitungen nachgewiesen werden, die durch punktuelle Probenahmen nicht nachweisbar waren. Dies ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass die Matrixeffekte mit POCIS geringer sind, was sich damit erklären ließe, dass sich auf der Oberfläche der POCIS-Membranen ein Biofilm bildet und nur die zwischen zwei Membranen enthaltene Phase analysiert wird. Bei diesen Substanzen handelte es sich hauptsächlich um pharmazeutische Substanzen, z.B. einen der Metaboliten von Ibuprofen, 1-Hydroxy-Ibuprofen und Cyclophosphamid.

6.4.5. Résultats des analyses non ciblées

Signature chimique globale

L'analyse non ciblée (NTS) sur l'ensemble des échantillons d'eau de rejet de station d'épuration, d'eau souterraine et d'eau de surface permet de discriminer les empreintes chimiques en fonction des différents types d'eau, ce qui est confirmé par l'analyse des classifications hiérarchiques. Cette différenciation est visible à la fois sur la campagne d'octobre 2023 (**Figure 6.24**), mais également en février et en avril 2024.

L'empreinte chimique des échantillons de STEU montre une diversité et complexité de composés. Les substances pharmaceutiques sont majoritaires (e.g. irbesartan, oxazepam, diclofénac, métoprolol) suivi des pesticides (e.g. métolachlore, acétochlore, azoxystrobine), des produits industriels et de la vie courante (e.g. benzotriazole et caféine). Ce résultat est cohérent avec cette typologie d'échantillons d'eaux influencées par les apports anthropiques liés à différentes origines et donc usages des molécules (urbains, domestiques et industriels). La classification hiérarchique ne montre pas de différences notables entre la STEU d'Ensisheim et la STEU de Meyenheim. Les échantillons issus des ESO et des ESU présentent des signatures plus proches, en particulier pour les campagnes réalisées en hautes eaux (février 2024) et moyennes eaux (avril 2024) ce qui indique des échanges entre les cours d'eau et l'aquifère sur le site pilote Ill.

Le croisement des résultats des analyses non ciblées avec les bases de données spectrales du BRGM a permis d'identifier des composés spécifiques ou communs entre les typologies d'eau ESU, ESO et STEU (**Figure 6.25**). Sur les trois campagnes couplant échantillonnages ponctuels et passifs, 34 composés ont été identifiés spécifiquement dans les STEU, principalement issus des familles de pesticides (n = 18) et des produits pharmaceutiques (n = 13). Deux produits classés industriels ainsi qu'un composé vétérinaire (lévamisole) ont également été identifiés. Ce résultat confirme la diversité des sources anthropiques qui apportent des molécules diversifiées.

Les compartiments ESU et ESO présentent un nombre plus faible de composés spécifiques. Les ESU comptent 12 molécules spécifiques, dont neuf pesticides, ce qui montre l'influence de l'usage agricole marqué dans la région. Trois composés pharmaceutiques (progestérone, rivastigmine et sulfadiméthoxine) ont également été identifiés niveau 1 de la classification Schymanski (comparaison avec l'injection d'un étalon analytique, chapitre 4) ; leur présence dans les eaux de surface peut être liée aux rejets des STEU. Des données complémentaires comme les propriétés de transfert, la persistance ou les usages de ces molécules sont nécessaires afin de mieux identifier les sources.

Pour les ESO, neuf molécules spécifiques ont été identifiées en approche suspect. La présence de quatre PFAS, trois pes-

6.4.5. Ergebnisse der NTS-Analysen

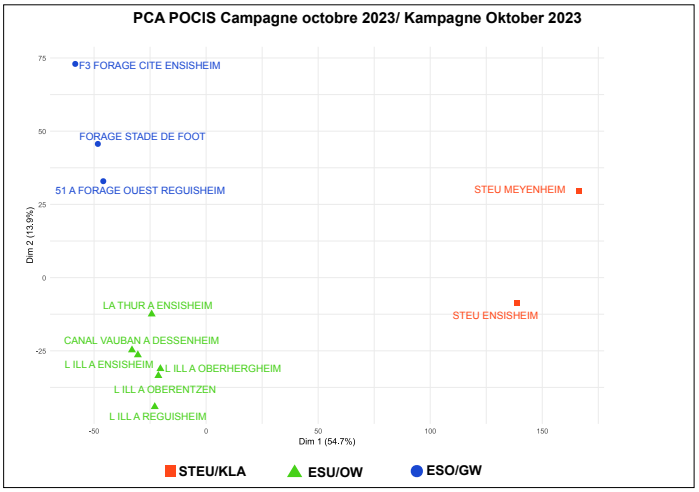
Chemische Gesamtsignatur

Das Non-Target Screening (NTS) aller Proben von Kläranlageneinleitungen, Grundwasser und Oberflächenwasser ermöglicht es, die chemischen Signaturen nach den verschiedenen Wasserarten zu unterscheiden, was durch die Analyse der hierarchischen Klassifizierungen bestätigt wird. Diese Unterscheidung ist sowohl in der Kampagne im Oktober 2023 (**Abbildung 6.24**) als auch in den Kampagnen im Februar und April 2024 zu erkennen.

Die chemische Signatur der KLA-Proben zeigt eine hohe Vielfalt an komplexen Verbindungen. Pharmazeutika machen den größten Anteil aus (z. B. Irbesartan, Oxazepam, Diclofenac, Metoprolol), gefolgt von Pflanzenschutzmitteln (z. B. Metolachlor, Acetochlor, Azoxystrobin), Industrieprodukten und Produkten des täglichen Bedarfs (z. B. Benzotriazol und Koffein). Dieses Ergebnis steht im Einklang mit dieser Art von Wasserproben, die durch anthropogene Einträge unterschiedlicher Herkunft und damit durch die Verwendung entsprechender Stoffe (städtisch, häuslich, industriell) beeinflusst sind. Die hierarchische Klassifizierung zeigt keine nennenswerten Unterschiede zwischen der KLA von Ensisheim und der KLA von Meyenheim. Die GW-Proben weisen ähnliche Signaturen wie die OW-Proben auf, insbesondere bei den Kampagnen, die bei Hochwasser (Februar 2024) und mittlerem Wasserstand (April 2024) durchgeführt wurden; dies deutet auf einen Austausch zwischen den Fließgewässern und dem Grundwasserleiter im Pilotgebiet an der Ill hin.

Durch den Abgleich der Ergebnisse der Non-Target-Analysen mit den Spektrendatenbanken des BRGM konnten die spezifischen oder gemeinsamen Verbindungen zwischen den Wasserarten OW, GW und KLA identifiziert werden (**Abbildung 6.25**). In den drei Kampagnen, in denen punktuelle und passive Probenahmen kombiniert wurden, wurden 34 Verbindungen identifiziert, die spezifisch in KLA vorkommen und hauptsächlich aus den Stoffgruppen der Pestizide (n = 18) und Arzneimittel (n = 13) stammen. Zwei als industriell eingestufte Produkte sowie eine veterinärmedizinische Verbindung (Levamisol) wurden ebenfalls identifiziert. Dieses Ergebnis bestätigt die Vielfalt der anthropogenen Quellen, aus denen unterschiedliche Stoffe stammen.

Die Kompartimente OW und GW weisen eine geringere Anzahl spezifischer Verbindungen auf. Die OW-Messstellen umfassen 12 spezifische Stoffe, darunter neun PSM, was den Einfluss der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung in der Region verdeutlicht. Drei pharmazeutische Verbindungen (Progesteron, Rivastigmin und Sulfadimethoxin) wurden ebenfalls auf Stufe 1 der Schymanski-Klassifizierung identifiziert (Vergleich mit der Injektion eines analytischen Standards, Kapitel 4); ihr Vorkommen in Oberflächengewässern kann mit Einleitungen aus KLA in Verbindung stehen. Zusätzliche Daten wie die Übertragungseigenschaften, die Persistenz oder die Verwendungszwecke dieser Moleküle sind erforderlich, um die Quellen besser identifizieren zu können.



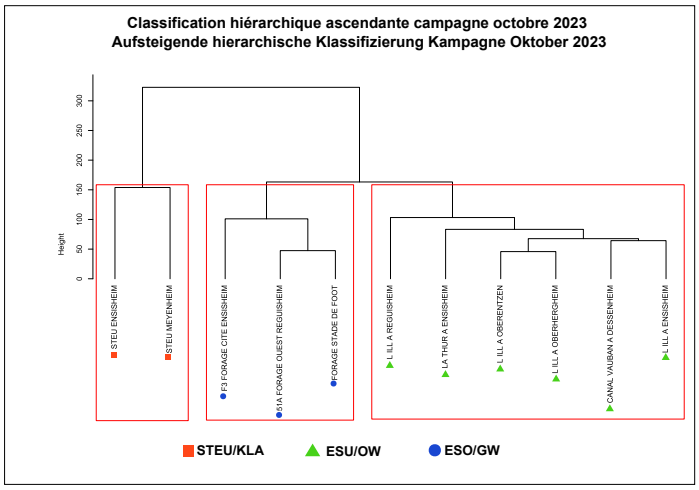


Figure 6.24 : Analyse en composantes principales (ACP) et classification hiérarchique des échantillons STEU, ESU et ESO. Campagne d'octobre 2023

Abbildung 6.24: Hauptkomponentenanalyse (HKA) und hierarchische Klassifizierung der KLA-, OW- und GW-Proben. Kampagne von Oktober 2023

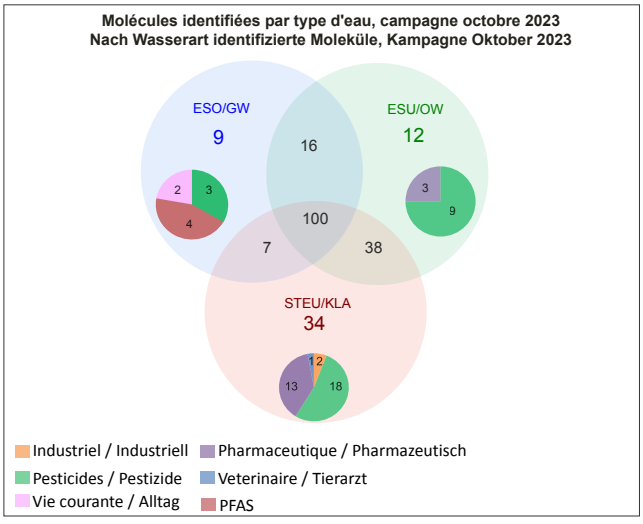


Figure 6.25 : Diagramme de Venn du nombre de composés identifiés dans les échantillons ESU, ESO et STEU

Abbildung 6.25: Venn-Diagramm der Anzahl der in den OW-, GW- und KLA-Proben identifizierten Verbindungenund

ticides ainsi que deux composés associés à des produits de la vie courante (méthylparabène, propylparabène) indique que les eaux souterraines de la région sont soumises à des sources variées de contamination anthropique. Les PFAS indiquent la présence d'apports liés aux activités industrielles, avec une forte persistance et capacité de transfert vers les eaux souterraines. Les pesticides et leurs produits de transformation suggèrent un transfert depuis les zones agricoles adjacentes via des phénomènes de ruissellement et/ou d'infiltration.

Même s'il a été mis en évidence des molécules spécifiques aux STEU, ESU et ESO, le résultat montre également la présence d'un nombre élevé de composés communs entre les compartiments (n = 100). Ce sont principalement des pesticides (n = 39), des produits pharmaceutiques (n = 34) et industriels (n = 21). Ce résultat indique un transfert de ces composés depuis les STEU vers les ESU puis les ESO. Cette capacité de transfert d'un compartiment à l'autre, reflète à la fois le caractère persistant et hydrophile des composés, mais aussi les caractéristiques hydrogéologiques et hydrodynamique du site pilote de l'Ill, où il a été mis en évidence que les eaux des cours d'eau s'infiltraient dans l'aquifère durant toute l'année. De plus, la présence simultanée dans les différents compartiments traduit une contamination anthropique chronique et récurrente (e.g. activités agricoles et industrielles) des ESU et des ESO sur le secteur d'étude.

Variabilité hydrologique et saisonnière

L'analyse en composantes principales (ACP) ainsi que la classification hiérarchique (**Figure 6.26**) montrent une différenciation entre les échantillons STEU, ESU et ESO selon la période de prélèvement. Les trois typologies d'eau forment des groupes distincts traduisant des empreintes chimiques contrastées entre rejets de STEU, eaux de surface, et eaux souterraines. Au-delà de ce premier constat, la **Figure 6.26** met en évidence une distribution temporelle en adéquation avec les conditions hydrologiques des campagnes : basses eaux (sept-oct 2023) ; hautes eaux (février 2024) et moyennes eaux (avril 2024). Cette distribution intersaison est principalement portée par l'axe 1 de l'ACP. Ce résultat indique que les signatures chimiques, en plus d'être influencées par la nature du milieu (typologie d'eau), sont également impactées par la dynamique hydrologique et saisonnière. Dans la compréhension de cette variation saisonnière, il est important de prendre en compte le soutien d'étiage de l'Ill par le Rhin qui influence la chimie du cours d'eau et de l'aquifère sous-jacent sur le site pilote, étant donné que l'eau du cours d'eau s'infiltre dans la nappe.

La heatmap (**Figure 6.27**) représente les variations relatives du signal NTS des molécules après normalisation. Un signal de 1 correspond au signal le plus élevé de la molécule entre les trois campagnes, un signal de 0 son signal le plus faible.

Signal normalisé = (Signal de la molécule-Min)/(Max-Min)

An den GW-Messstellen wurden neun spezifische Stoffe identifiziert. Das Vorhandensein von vier PFAS, drei Pestiziden sowie zwei Verbindungen, die mit Alltagsprodukten in Verbindung stehen (Methylparaben, Propylparaben), deutet darauf hin, dass das Grundwasser der Region verschiedenen anthropogenen Verschmutzungsquellen ausgesetzt ist. Die PFAS weisen auf Einträge aus industriellen Aktivitäten hin, die sich durch eine hohe Persistenz und Transferfähigkeit in das Grundwasser auszeichnen. Die Pestizide und ihre Umwandlungsprodukte lassen auf einen Transfer aus angrenzenden landwirtschaftlichen Gebieten durch Abfluss und/oder Versickerung schließen.

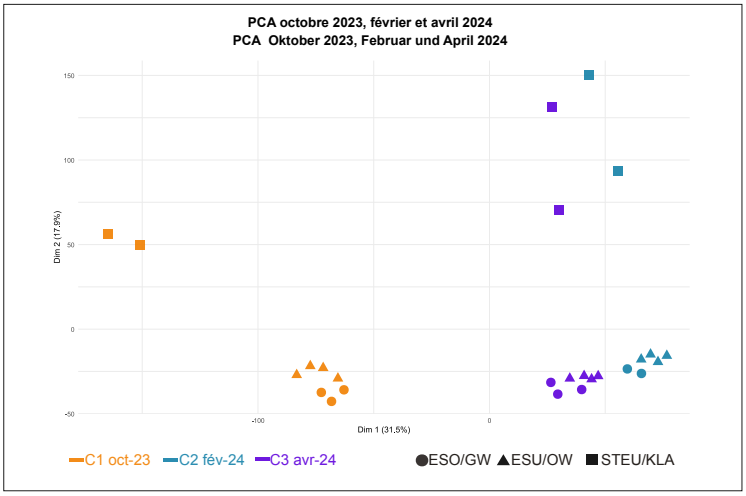
Es wurden jeweils spezifische Stoffe in KLA, OW und GW nachgewiesen, aber auch eine hohe Anzahl gemeinsamer Verbindungen in diesen Kompartimenten (n = 100). Dabei handelt es sich hauptsächlich um PSM (n = 39), pharmazeutische Substanzen (n = 34) und industrielle Substanzen (n = 21). Dieses Ergebnis deutet auf einen Transfer dieser Verbindungen von den KLA in das OW und dann in das GW hin. Die Fähigkeit zum Transfer von einem Kompartiment zum anderen ist sowohl auf die Persistenz und Hydrophilie der Verbindungen zurückzuführen als auch auf die hydrogeologischen und hydrodynamischen Eigenschaften des Pilotgebiets Ill, wo nachgewiesen wurde, dass das Wasser der Fließgewässer das ganze Jahr über in den Grundwasserleiter eindringt. Darüber hinaus deutet das gleichzeitige Vorkommen in den verschiedenen Kompartimenten auf eine chronische und wiederkehrende anthropogene Kontamination (z. B. durch landwirtschaftliche und industrielle Aktivitäten) der OW und des GW im Untersuchungsgebiet hin.

Hydrologische und saisonale Variabilität

Die Hauptkomponentenanalyse (HKA) sowie die hierarchische Klassifizierung (**Abbildung 6.26**) zeigen eine Differenzierung zwischen den KLA-, OW- und GW-Proben je nach Entnahmezeitraum. Die drei Wasserarten bilden unterschiedliche Gruppen mit anderen chemischen Signaturen für KLA-Einleitungen, Oberflächenwasser und Grundwasser. Über diese erste Feststellung hinaus zeigt die **Abbildung 6.26** eine zeitliche Verteilung, die den hydrologischen Bedingungen der Kampagnen entspricht: Niedrigwasser (September-Oktober 2023); Hochwasser (Februar 2024) und Mittelwasser (April 2024). Diese saisonale Verteilung wird hauptsächlich von Achse 1 der HKA getragen. Das Ergebnis zeigt, dass die chemischen Signaturen nicht nur von der Beschaffenheit der Umgebung (Wasserart) beeinflusst werden, sondern auch von der hydrologischen und saisonalen Dynamik. Für die saisonalen Schwankungen spielt die Niedrigwasserunterstützung der Ill durch den Rhein eine wichtige Rolle, die die chemische Beschaffenheit der Ill und des darunter liegenden Grundwasserleiters am Pilotgebiet beeinflusst, da das Wasser des Flusses in das Grundwasser infiltriert.

Die Heatmap (**Abbildung 6.27**) zeigt die relativen Schwankungen des NTS-Signals der Stoffe nach der Normalisierung. Ein Signal von 1 entspricht dem höchsten Signal des Stoffs zwischen den drei Kampagnen, ein Signal von 0 seinem niedrigsten Signal.

Normalisiertes Signal =(Molekülsignal - Min)/(Max-Min)



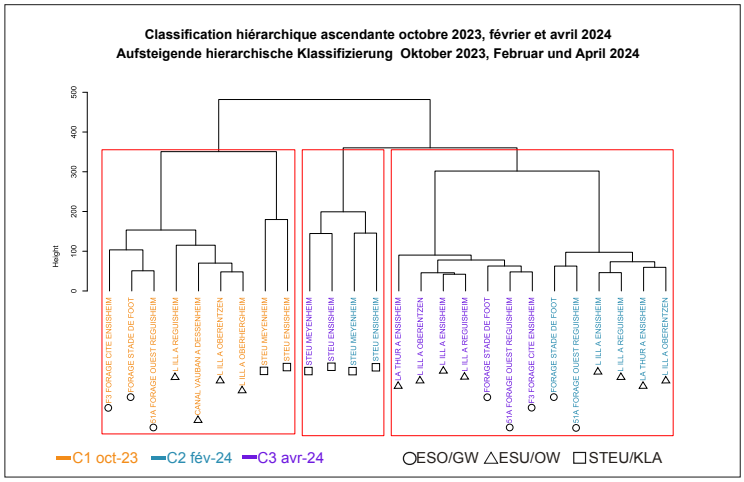


Figure 6.26 : Analyse en composantes principales (ACP) et classification hiérarchique ascendante des échantillons STEU, ESU et ESO pour les campagnes d'octobre 2023, de février et d'avril 2024

Abbildung 6.26: Hauptkomponentenanalyse und aufsteigende hierarchische Klassifizierung der KLA-, OW- und GW-Proben für die Kampagnen im Oktober 2023, Februar und April 2024

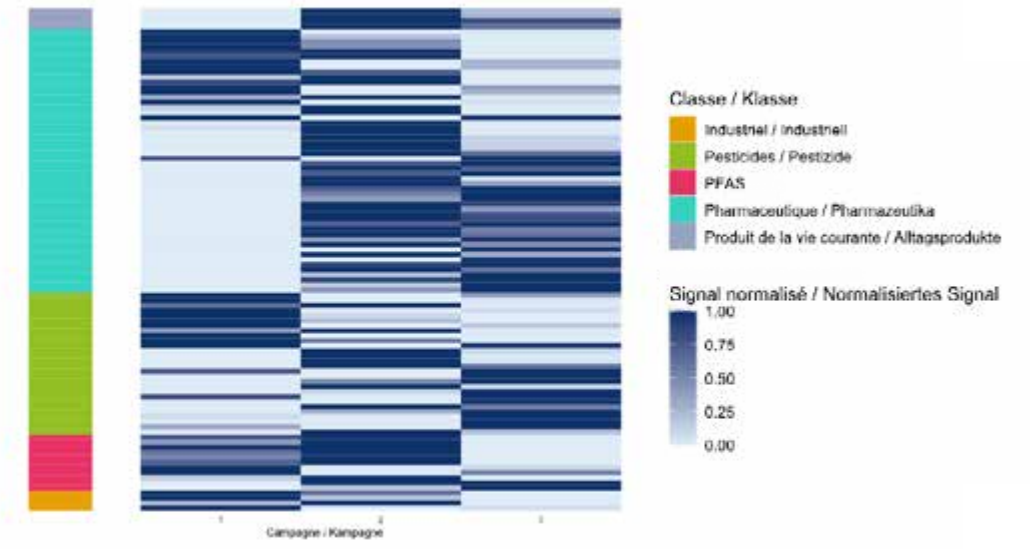


Figure 6.27 : Heatmap du signal normalisé des molécules entre la campagne 1, 2 et 3 en fonction des familles de molécules

Abbildung 6.27: Heatmap des normalisierten Signals der Stoffe zwischen Kampagne 1, 2 und 3 nach Stoffgruppen

Le résultat montre que les molécules présentent des signaux variés entre les campagnes. Des molécules affichent un maximum pendant la campagne 1 (basses eaux 2023) puis une diminution en campagne 2 (hautes eaux 2024) et 3 (moyennes eaux 2024). D'autres affichent l'inverse, un maximum pendant les campagnes 2 et 3 et un minimum pour la campagne 1. Le code couleur associé aux familles des molécules ne montre pas de synectique temporelle à l'échelle des familles. Ce résultat indique que la variation dépend plus de chaque molécule que de sa famille chimique. Les profils qui sont moins marqués en période de hautes eaux le sont possiblement dus à un effet de dilution. En basses eaux, les signaux sont plus élevés et caractéristiques de différents apports ponctuels et diffus.

Cette combinaison spatio-temporelle (nature du milieu et conditions hydrologiques et saisonnières) montre l'intérêt d'un suivi contrasté par plusieurs milieux et suivant différentes périodes. La partie spatiale permet de renseigner sur les sources de contamination et les voies de transfert à un instant donné, tandis que la partie temporelle révèle les changements d'empreintes en fonction du régime hydrologique. Cette complémentarité semble donc nécessaire pour étudier la dynamique et le devenir des contaminants dans le milieu récepteur.

Complémentarité entre échantillonnage ponctuel et passif (POCIS)

L'analyse croisée des composés identifiés dans les prélèvements ponctuels et passifs (POCIS) montre une complémentarité entre les deux méthodes d'échantillonnage. Pour chaque type d'eau (STEU, ESU, ESO), des composés sont présents :

- uniquement dans les échantillons ponctuels d'eau ;
- uniquement dans les POCIS ;
- à la fois dans les deux méthodes d'échantillonnage.

Globalement, une proportion importante de composés est commune aux deux méthodes d'échantillonnage (**Figure 6.28**). Ce résultat confirme qu'une partie de la signature chimique est échantillonnée de manière cohérente entre les deux dispositifs. Cependant, une partie non négligeable de ce signal apparaît spécifique à l'un ou à l'autre des types d'échantillonnage.

Même si les échantillons d'eau ont été préconcentrés par extraction sur phase solide (SPE), cette approche reflète la composition du milieu à un moment précis du prélèvement. À l'inverse, les POCIS intègrent une exposition sur plusieurs jours voire semaines ce qui augmente la probabilité de détecter des composés présents à de faibles concentrations. Ce phénomène est particulièrement marqué dans les eaux souterraines où les concentrations sont généralement plus faibles. L'intégration temporelle des POCIS montre donc une réelle importance dans les compartiments où un prélèvement ponctuel présente des limites pour détecter des molécules a priori trop diluées au moment du prélèvement.

Das Ergebnis zeigt, dass die Stoffe zwischen den Kampagnen unterschiedliche Signale aufweisen. Einige Stoffe erreichen ihr Maximum während der Kampagne 1 (Niedrigwasser 2023) und verzeichnen dann einen Rückgang in den Kampagnen 2 (Hochwasser 2024) und 3 (Mittleres Wasser 2024). Bei anderen Stoffen ist es umgekehrt, sie weisen das Maximum während der Kampagnen 2 und 3 und den Minimalwert in Kampagne 1 auf. Die den Stoffgruppen zugeordnete Farbcodierung weist keine zeitliche Analogie innerhalb der Gruppen auf. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass die Schwankung eher von den einzelnen Stoffen als von ihrer chemischen Gruppe abhängt. Die in Hochwasserperioden weniger ausgeprägten Profile sind möglicherweise auf einen Verdünnungseffekt zurückzuführen. In Niedrigwasserzeiten sind die Signale höher und charakteristisch für verschiedene punktuelle und diffuse Einträge.

Diese Kombination räumlich-zeitlicher Faktoren (Beschaffenheit der Umgebung und hydrologische und saisonale Bedingungen) zeigt, wie wichtig eine kontrastreiche Überwachung in mehreren Umgebungen und über verschiedene Zeiträume hinweg ist. Die räumlichen Faktoren liefern Informationen über die Kontaminationsquellen und Transferwege zu einem bestimmten Zeitpunkt, während die zeitlichen Faktoren die Veränderungen der Signaturen in Abhängigkeit vom hydrologischen Regime verdeutlichen. Diese ergänzende Herangehensweise ist notwendig, um die Dynamik und den Verbleib der Schadstoffe in der aufnehmenden Umwelt zu untersuchen.

Komplementarität von punktueller und passiver Probenahme (POCIS)

Der Abgleich der in den punktuellen und passiven Proben (POCIS) identifizierten Verbindungen zeigt, dass sich die beiden Probenahmemethoden ergänzen. Für jede Wasserart (KLA, OW, GW) sind Verbindungen:

- nur in punktuellen Wasserproben
- nur in passiven Probenahmen
- in beiden Probenahmemethoden vorhanden.

Insgesamt ist ein Großteil der Substanzen bei beiden Probenahmemethoden gleich (**Abbildung 6.28**). Dieses Ergebnis bestätigt, dass ein Teil der chemischen Signatur bei beiden Probenahmemethoden kohärent erfasst wird. Ein nicht unerheblicher Teil des Signals ist jedoch offenbar spezifisch für die eine oder andere Methode.

Wenngleich die Wasserproben durch Festphasenextraktion (SPE) aufkonzentriert wurden, spiegelt diese punktuelle Methode die Zusammensetzung des Mediums zum Zeitpunkt der Probenahme wider. Im Gegensatz dazu berücksichtigen POCIS eine Exposition über mehrere Tage oder sogar Wochen, was die Wahrscheinlichkeit erhöht, auch Verbindungen in geringen Konzentrationen nachzuweisen. Besonders ausgeprägt ist dies im Grundwasser, wo die Konzentrationen in der Regel geringer sind. Die zeitliche Integration der POCIS ist daher vor allem in Kompartimenten von Bedeutung, in denen Verbindungen, die zum Probenahmezeitpunkt stark verdünnt sind und durch punktuelle Probenahmen nur begrenzt nachweisbar sind.

Ainsi, cette approche complémentaire entre prélèvement ponctuel et POCIS permet de détecter la signature chimique liée à une contamination aiguë/ponctuelle visible dans l'eau au moment du prélèvement mais également aux contaminations plus chroniques à faible concentration qui sont intégrées avec les échantillonneurs passifs, particulièrement dans les milieux où les apports anthropiques (e.g. rejets de STEU, industriels) ne sont pas prévisibles.

Un focus sur les familles de molécules ne permet pas d'établir de différence en termes de sélectivité. La majorité des molécules détectées appartient à la famille des pharmaceutiques, les pesticides représentent la deuxième composante majoritaire, les familles de composés industriels et les produits de la vie courante restent minoritaires. Les profils des familles restent quasiment similaires entre prélèvements ponctuels et intégratifs POCIS et ce pour les trois types d'eau (STEU, ESU, ESO), même si les conditions d'exposition ne sont pas les mêmes pour les deux prélèvements. En effet les POCIS sont exposés sur plusieurs jours voire semaines dans le milieu, pouvant entraîner une accumulation de la matière organique sur les membranes et ainsi potentiellement interférer avec la phase réceptrice des POCIS et donc sur leur capacité d'échantillonnage (e.g. saturation des sites actifs).

La **figure 6.29** représente un diagramme volcan obtenu par la comparaison des features détectés en condition de hautes eaux et basses eaux pour les eaux souterraines. L'axe des abscisses représente le log2 (fold), à savoir le rapport d'intensité entre les hautes et basses eaux souterraines. L'axe des ordonnées indique le -log10 de la p-value. Les points situés à droite du graphique traduisent une augmentation en hautes eaux, ceux situés à gauche une augmentation en basses eaux. La ligne ($p<0,05$) a été tracée pour montrer si cette augmentation est statistiquement significative. Enfin, les features identifiés à partir de la liste des molécules suspectes, via la base de données du BRGM, sont représentés en couleur.

Le premier constat montre la présence d'un nombre limité de molécules identifiées au regard de l'ensemble des signaux. Ce résultat indique la pertinence de la stratégie d'analyse suspectée pour identifier des candidats pertinents, mais souligne les limites de cette démarche car les molécules identifiées ne représentent qu'une fraction du contenu global des échantillons. Autrement dit, même si une partie des molécules suspectées a pu être mise en évidence, la majorité des features demeure non identifiée. Ces features inconnus contribuent à la variabilité observée entre les hautes eaux et les basses eaux.

Ce résultat illustre la valeur ajoutée de l'analyse non ciblée car il révèle l'existence d'une empreinte chimique plus large, dont une seule partie est actuellement interprétée. À ce stade, le NTS apparaît comme un outil essentiel de prospection car il permet de repérer les features prioritaires à investiguer à l'avenir. L'enjeu est désormais de passer de la détection à l'identification puis à l'évaluation des risques environnementaux.

Dieser komplementäre Ansatz von punktuellen Probenahmen und passiven Probennahmen (POCIS) ermöglicht es somit, neben der chemischen Signatur einer akuten/punktuellen Kontamination, die zum Zeitpunkt der Probenahme im Wasser sichtbar ist, mit passiven Probenahmen auch chronische Belastungen in geringen Konzentrationen nachzuweisen. Dies ist vor allem in Umgebungen sinnvoll, in denen anthropogene Einträge (z.B. Kläranlagen- und Industrieeinleitungen) nicht vorhersehbar sind.

Ein Fokus auf Stoffgruppen lässt keine Unterschiede hinsichtlich der Selektivität erkennen. Die Mehrheit der nachgewiesenen Stoffe gehört zur Gruppe der Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel stellen die zweitgrößte Gruppe dar, Industriechemikalien und Alltagsprodukte bleiben in der Minderheit. Die Profile der Stoffgruppen sind bei punktuellen und integrativen POCIS-Probenahmen für alle drei Wasserarten (KLA, OW, GW) nahezu identisch, obwohl die Expositionsbedingungen für die beiden Probenahmemethoden nicht identisch sind. Tatsächlich sind die POCIS über mehrere Tage oder sogar Wochen in der Umgebung exponiert, was zu einer Anreicherung von organischem Material auf den Membranen führen und somit möglicherweise die Rezeptionsphase der POCIS und damit ihre Probenahmekapazität beeinträchtigen kann (z. B. Sättigung der aktiven Stellen).

Abbildung 6.29 zeigt ein Streudiagramm, das durch den Vergleich der bei Hochwasser und Niedrigwasser ermittelten Features für das Grundwasser erstellt wurde. Die Abszisse stellt den log2 (Fold) dar, d. h. das Intensitätsverhältnis zwischen den GW-Werten bei Hochwasser und den GW-Werten bei Niedrigwasser. Die Ordinate gibt den -log10 des p-Werts an. Die Punkte rechts im Diagramm zeigen einen Anstieg bei Hochwasser, die Punkte links einen Anstieg bei Niedrigwasser. Die Linie ($p<0,05$) wurde eingezeichnet, um zu zeigen, ob dieser Anstieg statistisch signifikant ist. Die Features, die anhand der Liste der Verdachtsverbindungen mit der Datenbank des BRGM identifiziert wurden, sind farblich dargestellt.

Es ist festzustellen, dass nur eine begrenzte Anzahl von Stoffen aus der Gesamtheit der Signale identifiziert wurde. Dieses Ergebnis unterstreicht die Eignung der Non-Target-Analytik zur Identifizierung relevanter Verbindungen, verdeutlicht jedoch auch die Grenzen dieser Methode, da die identifizierten Stoffe nur einen Bruchteil des Gesamtinhalts der Proben ausmachen. Mit anderen Worten: Auch wenn ein Teil der vermuteten Stoffe nachgewiesen werden konnte, wurden die meisten Features nicht identifiziert. Diese unbekannten Features tragen zu den Schwankungen zwischen Hoch- und Niedrigwasser bei.

Dieses Ergebnis verdeutlicht den Mehrwert des Non-Target Screenings, denn es erbringt den Nachweis einer breiteren chemischen Signatur, die jedoch bisher nur teilweise interpretiert wurde. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt stellt sich das NTS als ein unverzichtbares Werkzeug für die Prospektion dar, da es die Identifizierung der künftig prioritär zu untersuchenden Features ermöglicht. Die Herausforderung besteht nun darin, von der Erkennung zur Identifizierung und anschließend zur Bewertung der Umweltrisiken überzugehen.

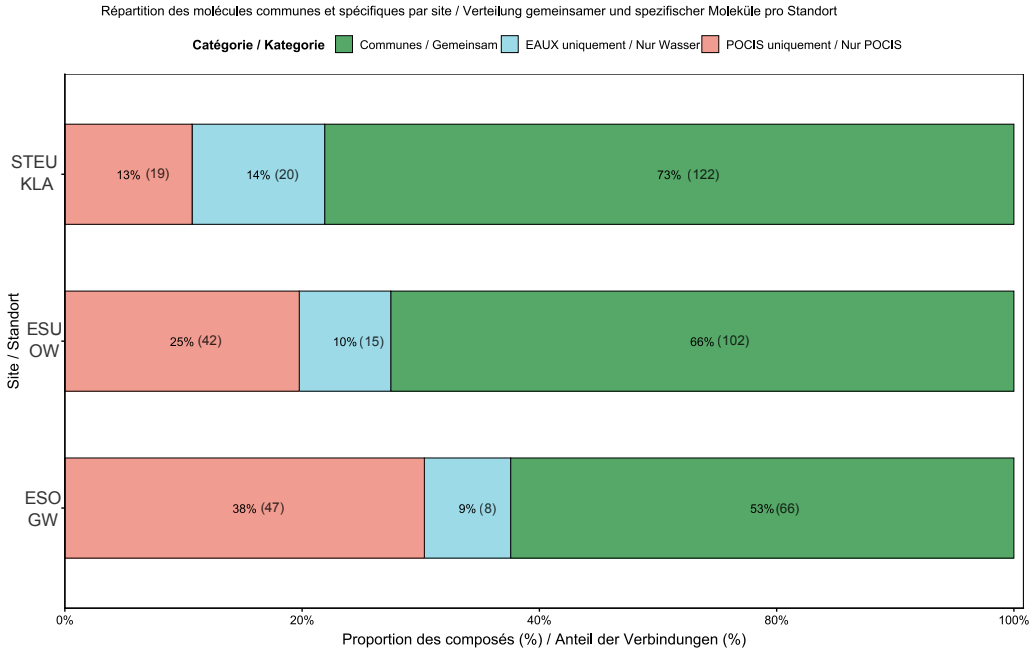


Figure 6.28 : Répartition des molécules détectées par prélèvements ponctuels et intégratifs POCIS pour chaque compartiment STEU, ESU, ESO

Abbildung 6.28: Verteilung der Stoffe, die durch punktuelle Probenahme und integrative POCIS-Probenahme in jedem Kompartiment (KLA, OW, GW) nachgewiesen wurden

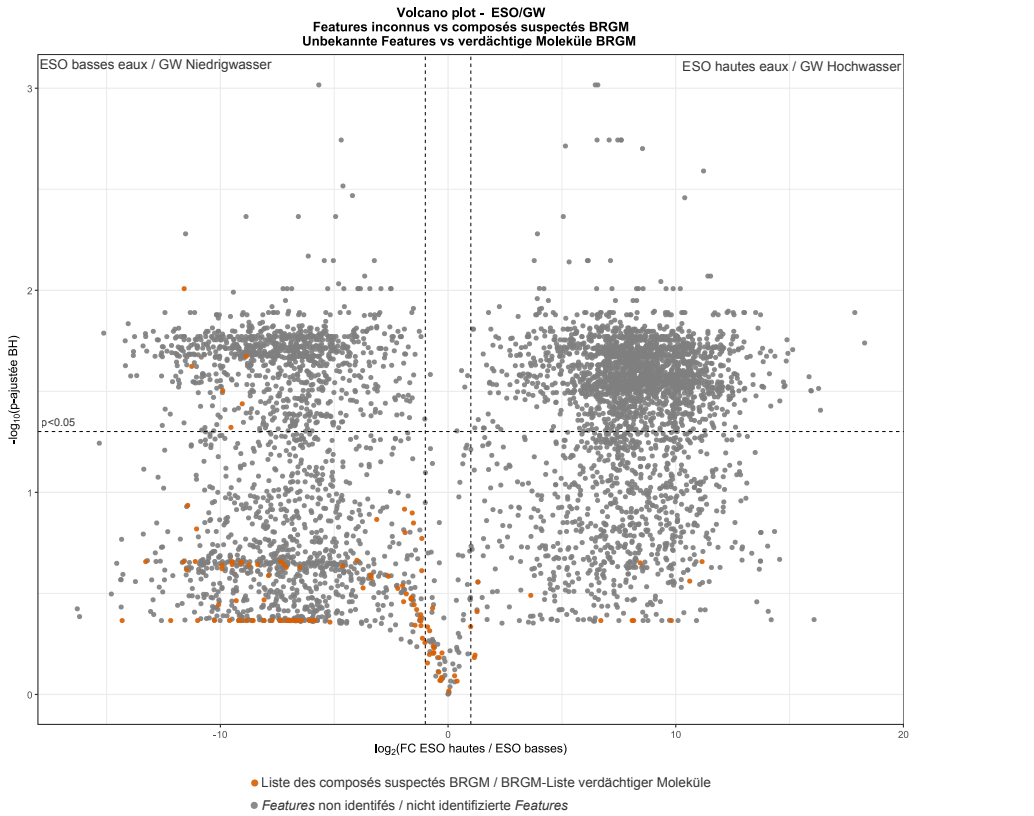


Figure 6.29 : Diagramme volcan des features non identifiés et des composés identifiés avec la base de données suspect BRGM

Abbildung 6.29: Streudiagramm der nicht identifizierten Features im Vergleich zu den mit der Datenbank der Verdachtsverbindungen des BRGM identifizierten Verbindungen

6.4.6. Conclusion

L'étude menée sur le site pilote de l'Ill visait à évaluer l'influence des rejets de stations de traitement des eaux usées (STEU) sur la qualité de l'eau des cours d'eau et des eaux souterraines. Le tronçon de rivière étudié, s'étend d'Ensisheim à Niederhergheim, en plaine d'Alsace, sur une quinzaine de kilomètres. Les effluents des deux STEU implantées sur ce tronçon, Ensisheim et Meyenheim, ont fait l'objet d'un monitoring, avec un focus particulier sur la caractérisation des micropolluants organiques rejetés dans le milieu naturel.

La combinaison de prélèvements ponctuels et d'échantillonnages passifs intégratifs (POCIS) qui ont fait l'objet d'analyses ciblées (inorganiques, organiques et isotopiques) avec notamment une liste de 250 micropolluants recherchés à la fois en STEU, en ESU et en ESO, et/ou d'analyses non ciblées (NTS), a permis de mettre en évidence, les résultats principaux suivants.

À l'amont du site pilote, les résultats d'analyses ciblées et de NTS font état d'une contamination de fond en micropolluants préexistante dans les cours d'eau. Dans l'Ill et la Thur à Ensisheim (amont STEU d'Ensisheim), des substances considérées comme indicatrices d'eaux usées (substances pharmaceutiques, anti-corrosifs) ont déjà été quantifiées en nombre important et à des concentrations parfois élevées (>0,1 µg/L). Elles proviennent de pressions anthropiques (présence de STEU en amont) s'exerçant en tête des deux bassins versants. Concernant, les apports en eau du Rhin (soutien d'étiage de l'Ill et alimentation du Quatelbach), la caractérisation isotopique a mis en évidence une nette contribution des eaux du Rhin par l'identification de sa signature isotopique dans l'eau de l'Ill. À l'aune des campagnes de mesure effectuées, il apparaît que les apports du fleuve contribuent faiblement à la contamination en micropolluants du site pilote, d'après le nombre et la concentration des composés quantifiés.

Pour les ESO amont, le profil chimique des points de mesure de référence, non soumis à l'influence de l'Ill et de la Thur, diffère nettement de ceux situés proches des rivières, et en aval des STEU. Une absence de composés considérés comme indicateurs de STEU (substances pharmaceutiques, adjuvants alimentaires, anti-corrosif) est constatée. Les résultats de caractérisation hydrogéochimique et isotopique confirment cette observation.

Les effluents des STEU d'Ensisheim et de Meyenheim présentent des charges totales de micropolluants comprises entre 13 et 60 µg/L. Au total, 52 des 250 micropolluants recherchés ont été détectés au moins une fois, avec une variabilité relativement faible du nombre de composés identifiés, contrairement aux concentrations. Les polluants (ou familles) majoritairement détectés sont le benzotriazole, les substances pharmaceutiques, les adjuvants alimentaires, les PFAS, les pesticides et biocides. Les plus fortes

6.4.6. Schlussfolgerung

Die im Pilotgebiet an der Ill durchgeführte Studie hatte zum Ziel, den Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf die Qualität von Fließgewässern und Grundwasser zu bewerten. Der untersuchte Flussabschnitt erstreckte sich über etwa fünfzehn Kilometer von Ensisheim bis Niederhergheim in der elsässischen Tiefebene. Die Abwässer der beiden in diesem Abschnitt gelegenen Kläranlagen Ensisheim und Meyenheim wurden überwacht, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf der Charakterisierung der in die Umwelt eingeleiteten organischen Spurenstoffe lag.

Für die Studie wurden punktuelle Probenahmen und passive integrative Probenahmen (POCIS) kombiniert und auf 250 in KLA, OW und GW untersuchte Spurenstoffe gezielt analysiert (anorganisch, organisch und isotopisch) und/oder Non-Target-Analysen (NTS) unterzogen. Die wichtigsten durch die Kombination dieser beiden Methoden erzielten Ergebnisse werden im Folgenden zusammengefasst.

Oberhalb des Pilotgebietes weisen die Ergebnisse der gezielten Analysen sowie der NTS-Analysen auf eine vorhandene Hintergrundbelastung der Fließgewässer mit Spurenstoffen hin. In der Ill und der Thur in Ensisheim (stromaufwärts der KLA von Ensisheim) wurden bereits in großer Zahl und teilweise hohen Konzentrationen (>0,1 µg/L) Stoffe nachgewiesen, die als Abwasserindikatoren gelten (pharmazeutische Substanzen, Korrosionsschutzmittel). Sie lassen sich auf anthropogene Belastungen (Kläranlagen stromaufwärts) im oberen Teil der beiden Einzugsgebiete zurückführen. Bezüglich der Wasserzufuhr aus dem Rhein (Niedrigwasserunterstützung der Ill und Speisung des Quatelbachs) ergab die Isotopencharakterisierung einen deutlichen Beitrag durch Nachweis der Isotopensignatur des Rheinwassers in der Ill. Die Messkampagnen zeigen, dass die Rheinwasserzufuhr mit Blick auf die Anzahl und die Konzentration der nachgewiesenen Verbindungen nur in geringem Maße zu Spurenstoffeinträgen im Pilotgebiet führt.

Bei den stromaufwärts gelegenen GW-Messstellen unterscheidet sich das chemische Profil der nicht von der Ill und der Thur beeinflussten Referenzmessstellen deutlich von den Messstellen in Flussnähe und unterhalb der KLA. Es wurden keine Verbindungen nachgewiesen, die als Abwasserindikatoren gelten (Arzneimittel, Lebensmittelzusatzstoffe, Korrosionsschutzmittel). Die hydrogeochemische und isotopische Charakterisierung bestätigte diese Beobachtung.

Die Einleitungen der KLA von Ensisheim und Meyenheim wiesen eine Spurenstoffgesamtbelastung zwischen 13 und 60 µg/L auf. Insgesamt wurden 52 der 250 untersuchten Spurenstoffe mindestens einmal nachgewiesen, wobei die Anzahl der identifizierten Verbindungen anders als die Konzentrationen relativ gering variierte. Die am häufigsten nachgewiesenen Schadstoffe (oder Stoffgruppen) waren Benzotriazol, Arzneimittel, Lebensmittelzusatzstoffe, PFAS,

concentrations sont attribuables aux substances pharmaceutiques, au benzotriazole, ponctuellement aux adjuvants alimentaires (cotinine) et à certains pesticides (glyphosate, AMPA, métabolites du S-métolachlore). Pour toutes ces substances, les concentrations dépassent largement les concentrations mesurées dans l'Ill et dans les ESO. Pour d'autres, comme les PFAS et le TFA, les ordres de grandeur sont plus proches de ceux observés en ESU et ESO.

En aval des STEU, les profils chimiques des ESU et des ESO évoluent. En ESU, les analyses ciblées révèlent des augmentations de concentrations significatives pour les adjuvants alimentaires (caféine et cotinine) et les substances pharmaceutiques (kétoprofène, ibuprofène, propanolol, paracétamol, oxazépam, aténolol, metformine, métopolol). D'autres substances présentent des ratios amont/aval également élevés mais leur origine n'est pas strictement liée aux rejets de STEU (composés aromatiques divers, PFAS, pesticides).

En ESO, les résultats confirment également un impact des STEU, se traduisant par une hausse significative des concentrations entre l'amont et l'aval des rejets, notamment pour des substances dont la présence est attribuable aux eaux usées : le sulfaméthoxazole, la carbamazépine, la carbamazépine-époxyde, l'hydrochlorothiazide, l'oxazépam et le tramadol. Ces composés ont tous été identifiés dans les effluents analysés et présentent des ratios amont/aval supérieurs à 3, pour au moins une campagne de mesure. Comme pour les ESU, d'autres familles de substances voient leurs concentrations augmenter dans les ESO après les rejets de STEU. Toutefois, cela ne permet pas d'établir un lien exclusif avec celles-ci car elles sont absentes des effluents et/ou d'autres sources de contamination peuvent exister. Dans ce groupe de substances figurent des retardateurs de flammes (isomères d'hexabromodiphényles), divers composés aromatiques (benzo[ghi]pyrènes, xylène…), des pesticides et des PFAS.

Les résultats NTS et des échantillonneurs passifs rejoignent le constat établi précédemment. En outre, d'autres substances sont identifiées par rapport aux analyses ciblées effectuées sur échantillons ponctuels : alprazolam, bézafibrate, furosémide, lorazépam et dans une moindre mesure, bromazépam, diazépam und terbutryne.

La période de prélèvement semble influencer la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines. Cette observation se vérifie aussi bien pour les analyses ciblées que non ciblées. Des différences marquées apparaissent notamment entre la campagne réalisée fin septembre 2023 (basses eaux), et les deux suivantes (début février 2024 - hautes eaux et fin avril 2024 - moyennes eaux). Bien que les tendances varient selon les familles de polluants, les concentrations et la diversité des substances détectées en eaux souterraines sont plus élevées lors de la première campagne (basses eaux), avec un effet particulièrement perceptible pour les substances pharmaceutiques.

PSM und Biozide. Die höchsten Konzentrationen wurden bei Arzneimitteln, Benzotriazol, vereinzelt bei Lebensmittelzusatzstoffen (Cotinin) und bestimmten PSM (Glyphosat, AMPA, Metaboliten von S-Metolachlor) festgestellt. Die Konzentrationen dieser Substanzen lagen weit über den in der Ill und im GW gemessenen Werten. Bei anderen Stoffen, wie PFAS und TFA, bewegten sich die Konzentrationen auf ähnlichem Niveau wie die Werte im OW und im GW.

Unterhalb der KLA veränderten sich die chemischen Profile der OW- und GW-Messstellen. Im OW ergaben die gezielten Analysen einen signifikanten Anstieg der Konzentrationswerte von Lebensmittelzusatzstoffen (Koffein und Cotinin) und pharmazeutischen Substanzen (Ketoprofen, Ibuprofen, Propanolol, Paracetamol, Oxazepam, Atenolol, Metformin, Metoprolol). Auch bei anderen Substanzen wichen die oberstromigen und unterstromigen Werte stark voneinander ab, was jedoch nicht ausschließlich auf die KLA-Einleitungen zurückzuführen ist (verschiedene aromatische Verbindungen, PFAS, PSM).

Auch im GW bestätigen die Ergebnisse den Einfluss der KLA, der sich in einem signifikanten Anstieg der Konzentrationen nach der Einleitung niederschlägt, insbesondere bei abwasserbürtigen Substanzen: Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Carbamazepin-Epoxid, Hydrochlorothiazid, Oxazepam und Tramadol. Diese Verbindungen wurden alle in den analysierten Abwässern nachgewiesen, bei mindestens einer Messkampagne lag das Verhältnis zwischen Zu- und Abstrom über 3. Wie im OW stiegen auch im GW die Konzentrationen anderer Stoffgruppen nach den KLA-Einleitungen, was sich jedoch nicht ausschließlich auf diese zurückführen lässt, da diese Stoffe im geklärten Abwasser nicht vorkamen und/oder andere Kontaminationsquellen vorhanden sein können. Diese Stoffgruppe umfasst Flammschutzmittel (Hexabromdiphenylisomere), verschiedene aromatische Verbindungen (Benzo[ghi]pyrene, Xylol u.a.), PSM und PFAS.

Nach derselben Argumentation wie zuvor gilt dies auch für NTS/Passivsammler. Darüber hinaus wurden Substanzen identifiziert, die bei den gezielten Analysen punktueller Probenahmen nicht nachgewiesen wurden: Alprazolam, Bezafibrat, Furosemid, Lorazepam und in geringerem Maße Bromazepam, Diazepam und Terbutryn.

Der Zeitpunkt der Probenahme scheint die Kontamination von Oberflächen- und Grundwasser zu beeinflussen. Diese Beobachtung gilt sowohl für die gezielten Analysen als auch für die Non-Target-Analysen. Deutliche Unterschiede zeigen sich insbesondere zwischen der Ende September 2023 durchgeführten Kampagne (Niedrigwasser) und den beiden folgenden Kampagnen (Anfang Februar 2024 – Hochwasser, Ende April 2024 – Mittelwasser). Zwar variieren die Trends je nach Schadstoffgruppe, doch die Konzentrationen und die Vielfalt der im Grundwasser nachgewiesenen Stoffe sind in der ersten Kampagne (Niedrigwasser) generell höher, wobei dieser Effekt bei pharmazeutischen Stoffen besonders deutlich ist.

Pour conclure, cette étude montre que les effluents de STEU constituent une source significative de micropolluants, susceptibles d'être transférés vers le cours d'eau puis la nappe phréatique. Le tronçon étudié de l'Ill apparaît très exposé à de tels transferts. Les investigations hydrogéologiques réalisées (jaugeages différentiels, suivi piézométrique et modélisation hydrologique) mettent en évidence, sur le secteur compris entre Ensisheim et Meyenheim, des infiltrations importantes d'eau du cours d'eau vers l'aquifère. Ces infiltrations sont présentes jusqu'en amont de Colmar (Malcuit E. et al., 2019 ; Modèle LOGAR ; Esteves M. et al., 1988). Par conséquent, les micropolluants détectés sur le tronçon étudié, en particulier les plus persistants, peuvent migrer au-delà du site pilote et s'infiltrer plus en aval dans la nappe phréatique.

Bien que les rejets de STEU constituent une source identifiée de micropolluants, avec des concentrations élevées dans les effluents, la contamination chimique générale des ESU et des ESO ne peut être expliquée exclusivement par ces apports, suggérant l'existence d'autres sources, potentiellement diffuses à l'échelle des bassins versants de la Thur, de l'Ill et du Rhin. Pour les substances organiques identifiées comme provenant des STEU, les résultats du site pilote de l'Ill indiquent peu de dépassements des valeurs seuils transfrontalières (cf. Annexe 3), à l'exception du sulfaméthoxazole. Malgré tout, les résultats issus du NTS montrent une importante et complexe diversité de composés présents dans les rejets de STEU, pour la plupart inconnus. Une partie de ces composés-sont également détectés dans les ESO en aval de STEU. À ce jour, leur présence dans les ESO ne fait l'objet d'aucune surveillance et leur toxicité est inconnue.

Diese Studie zeigt, dass Kläranlageneinleitungen ein bedeutender Eintragspfad von Spurenstoffen sind, die so in die Fließgewässer und anschließend ins Grundwasser gelangen können. Der untersuchte Abschnitt der Ill scheint solchen Stofftransporten in hohem Maße ausgesetzt zu sein. Die hydrogeologischen Untersuchungen (Differenzmessungen, piezometrische Überwachung und hydrologische Modellierung) zeigen, dass im Abschnitt zwischen Ensisheim und Meyenheim erhebliche Mengen an Wasser aus dem Fließgewässer in das Grundwasser infiltrieren. Diese Infiltrationen sind bis oberhalb von Colmar zu beobachten (Malcuit E. et al., 2019; LOGAR-Modell; Esteves M. et al., 1988). Folglich werden die im untersuchten Abschnitt nachgewiesenen insbesondere persistenten Spurenstoffe vermutlich über das Pilotgebiet hinaus transportiert und infiltrieren weiter flussabwärts in das Grundwasser.

Obwohl KLA-Einleitungen eine identifizierte Quelle von Spurenstoffen darstellen, die im geklärten Abwasser in hohen Konzentrationen vorkommen, lässt sich die allgemeine chemische Belastung von OW und GW nicht ausschließlich durch diese Einträge erklären. Dies deutet auf weitere, möglicherweise diffuse Quellen in den Einzugsgebieten von Thur, Ill und Rhein hin. Bei den als abwasserbürtig identifizierten organischen Stoffen überschritten die Befunde im Pilotgebiet an der Ill die grenzüberschreitenden Schwellenwerte nur selten (s. Anhang 3), mit Ausnahme von Sulfamethoxazol. Allerdings zeigten die Ergebnisse der NTS-Analysen eine große und komplexe Vielfalt zumeist unbekannter Verbindungen in den KLA-Einleitungen. Ein Teil dieser Stoffe wurde auch im GW stromabwärts der KLA nachgewiesen. Ihr Vorkommen im GW wird bislang nicht überwacht und ihre Toxizität ist unbekannt.

6.5.

Site pilote de la Kinzig

6.5.1.

Stratégie de mesure mise en œuvre

Deux campagnes de mesure ont été menées dans le site pilote de la Kinzig : une campagne en mai 2023 pendant le fonctionnement normal de la STEU et l'autre en mars 2024 pendant un épisode de fortes pluies avec débordement du bassin de rétention.

Au total, huit points de mesure d'eau de surface (ESU) ont été sélectionnés pour le prélèvement d'échantillons : un point de mesure de référence « OGew1 » en amont de la station d'épuration dans la Kinzig afin de détecter d'éventuels apports urbains, trois points de mesure dans la zone de la station d'épuration (canal près de la STEU avant l'entrée du Mühlbach, écoulement du bassin de rétention et écoulement du bassin de décantation secondaire (NKB)) auxquels s'ajoutent quatre autres points en aval de la station d'épuration, OGew2, OGew3, OGew4 et OGew5 dans la Kinzig en aval jusqu'à l'embouchure dans le Rhin.

Les cinq points de mesure ESU ont également été étudiés à deux heures différentes pendant les fortes précipitations. Afin de repérer d'éventuelles influences sur les eaux souterraines, cinq points de mesure d'eau souterraine (ESO) ont été sélectionnés à proximité immédiate de la Kinzig et des points ESU : 141/114-3, 287/114-3, 132/114-2, 9901/114-4 et 215/064-1.

Les points de mesure ESO ont été sélectionnés en fonction de leur emplacement et des bassins versants modélisés, qui sont influencés par les zones urbaines, industrielles et agricoles. Les bassins versants des points de mesure ESO avec bassins versants tubulaires ont été modélisés sur six ans. Pour les points d'eau potable (AEP), les bassins versants ont été assimilés au périmètre de protection de captage. Les bassins versants ont été modélisés à partir du niveau moyen des eaux souterraines de 1986.

D'après le modèle de son bassin versant, le point de mesure ESO 141/114-3 n'est pas influencé par la station d'épuration d'Offenbourg. Tous les autres points de mesure ESO ont un bassin versant modélisé en aval de la station d'épuration et montrent, dans des échantillonnages précédents, une influence des eaux usées sur la base de paramètres connus.

Tous les points de mesure mentionnés ont fait l'objet d'un échantillonnage ponctuel au moins une fois par campagne et de deux méthodes d'analyses. Tous les échantillons ont été analysés de manière ciblée pour détecter des indicateurs caractéristiques des eaux usées. Des analyses non ciblées ont par ailleurs été effectuées sur ces mêmes échantillons (**Tableau 6.3**).

La détection de substances et de familles de substances spécifiques dans les eaux de surface ou souterraines per-

6.5.

Pilotgebiet Kinzig

6.5.1.

Messstrategie

Im Pilotgebiet der Kinzig wurden zwei Messkampagnen durchgeführt, eine Kampagne im Mai 2023 im Normalbetrieb der KLA und eine Kampagne im März 2024 während eines Starkregenereignisses mit RÜB-Überlauf.

Insgesamt wurden acht Oberflächengewässermessstellen (OW-Messstellen) für eine Probenahme ausgewählt. Eine Referenzmessstelle „OGew1" oberhalb der Kläranlage in der Kinzig, um mögliche städtische Einträge zu erfassen, drei Messpunkte im Bereich der Kläranlage (Kanal bei der KLA vor dem Mühlbach-Einlauf, Ablauf RÜB und Ablauf Nachklärbecken (NKB)) sowie vier weitere Standorte nach der Kläranlage, OGew2, OGew3, OGew4 und OGew5 in der Kinzig flussabwärts bis zur Mündung in den Rhein.

Die fünf OW-Messstellen wurden während des Starkregenereignisses zusätzlich zu zwei Uhrzeiten beprobt. Zur Erfassung möglicher Grundwasserbeeinflussungen wurden fünf Grundwassermessstellen (GW-Messstellen) in unmittelbarer Nähe der Kinzig und der Oberflächenmessstellen ausgewählt: 141/114-3, 287/114-3, 132/114-2, 9901/114-4 und 215/064-1.

Die Auswahl der Grundwassermessstellen erfolgte sowohl aufgrund ihrer Standorte als auch der modellierten Einzugsgebiete, welche von Siedlungs-, Industrie- und Landwirtschaftsflächen beeinflusst werden. Die Einzugsgebiete der GW-Messstellen mit Röhreneinzugsgebieten wurden auf 6 Jahre modellberechnet, für die Trinkwasserschöpf-Brunnen wurden die Einzugsgebiete dem umliegenden Wasserschutzgebiet gleichgesetzt. Die Einzugsgebiete wurden modellarisch mit Grundwassergleichen Mittelwasserstand aus dem Jahr 1986 berechnet.

Das modellierte Einzugsgebiet der GW-Messstelle 141/114-3 ist unbeeinflusst von der Kläranlage Offenburg. Alle weiteren GW-Messstellen haben ein modelliertes Einzugsgebiet stromabwärts der Kläranlage und zeigen in vorherigen Beprobungen Abwasserbeeinflussung auf Basis von bekannten Abwasserparametern.

Alle genannten Messstellen wurden pro Kampagne mindestens einmal als punktuelle Stichprobe beprobt und mittels zwei Analysemethoden ausgewertet. Alle Proben wurden auf spezifische Abwasserindikatoren gezielt untersucht. Weiterhin wurde für jede Probe ein Non-Target Screening (NTS) durchgeführt (**Tabelle 6.3**).

Der Nachweis spezifischer Stoffe und Stoffgruppen in Fluss- oder Grundwasser erlaubt es, Rückschlüsse auf die Präsenz und den Behandlungsgrad von Abwasser zu ziehen.

met de tirer des conclusions sur la présence et le degré de traitement des eaux usées.

Trente-trois paramètres issus de quatre familles de substances (paramètres physico-chimiques, substances pharmaceutiques, adjuvants alimentaires et divers) ont été sélectionnés et analysés dans le cadre d'une analyse ciblée des points de mesure de la Kinzig. Au total, 15 substances issues de familles différentes (pharmaceutiques, adjuvants alimentaires, divers) ont fait l'objet d'une analyse plus approfondie au chapitre 6.5.3. L'analyse NTS est quant à elle présentée au chapitre 6.5.4.

33 Parameter aus 4 Stoffgruppen (physikalisch-chemische Parameter, Pharmazeutika, Nahrungsergänzungsmittel und verschiedene Stoffe) wurden für die gezielte Analyse der Kinzig-Messstellen ausgewählt und analysiert. Insgesamt 15 Stoffe aus den Stoffgruppen Pharmazeutika, Nahrungsergänzungsmittel und verschiedene Stoffe wurden in Kapitel 6.5.3 weiter ausgewertet. Die Auswertung der NTS-Analyse ist in Kapitel 6.5.4 dargestellt.

	ESO **GW**	**ESU** **OW**	**STEU** **KLA**
Nombre de points de mesure **Anzahl der Messpunkte**	5	6	2
Nombre de campagnes **Anzahl der Kampagnen**	2	2	2
Type d'échantillon **Art der Probenahme**	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen	Prélèvements ponctuels Punktuelle Probenahmen
Type d'analyse **Art der Analyse**	Analyses ciblées et NTS Gezielte Analysen und NTS	Analyses ciblées et NTS Gezielte Analysen und NTS	Analyses ciblées et NTS Gezielte Analysen und NTS

Tableau 6.3 : Type d'échantillonnage et d'analyse selon le type de point de mesure dans le site pilote de la Kinzig

Tabelle 6.3: Liste der Art der Probenahme und Analyse nach Art der Messstelle im Pilotgebiet Kinzig

6.5.2. Analyse des données NTS

Préparation et analyse des échantillons

Des échantillons distincts ont été prélevés en même temps que les échantillons NTS afin d'identifier et de quantifier les paramètres des analyses ciblées. Ceux-ci ont été envoyés au syndicat intercommunal Landeswasserversorgung Langenau pour y être analysés en laboratoire et quantifiés en fonction des paramètres spécifiques.

Les échantillons NTS ont été prélevés selon le programme de mesure décrit et préparés dans le laboratoire interne de la LUBW selon le protocole décrit au **chapitre 4.**

L'analyse des échantillons a été effectuée par chromatographie liquide à haute performance (série 1290, Agilent) couplée à un spectromètre de masse Orbitrap haute résolution (Q Exactive plus, Thermo Scientific). Pour la séparation chromatographique des analytes, une colonne à phase inverse Zorbax Eclipse Plus C18 (Agilent) a été utilisée, fonctionnant en mode gradient avec de l'eau ultra-pure et du méthanol, tous deux additionnés de 1 % d'acide formique. Le volume d'injection était de 20 µL, la température de la colonne était de 25 °C.

6.5.2. Analyse der NTS-Daten

Probenvorbereitung und Analyse

Für die Identifizierung und Quantifizierung der Parameter der gezielten Analysen wurden separate Proben zeitgleich mit den NTS-Proben genommen. Diese wurden zur Laboranalyse an den Zweckverband Landeswasserversorgung Langenau versendet und dort parameterspezifisch quantifiziert.

Die NTS-Proben wurden nach dem beschriebenen Messprogramm entnommen und im internen LUBW-Labor mittels des in **Kapitel 4** beschriebenen Protokolls vorbereitet.

Die Analyse der Proben wurde mit einem Hochleistungsflüssigkeitschromatographen (1290er Serie, Agilent) gekoppelt an ein hochauflösendes Orbitrap-Massenspektrometer (Q Exactive plus, Thermo Scientific) durchgeführt. Für die chromatographische Trennung der Analyten wurden eine Zorbax Eclipse Plus C18 Umkehrphasensäule (Agilent) verwendet, die mit Reinstwasser sowie Methanol, beide versetzt mit 1 % Ameisensäure, im Gradientenmodus betrieben wurde. Das Injektionsvolumen betrug 20 µL, die Säulentemperatur lag bei 25°C.

Afin de garantir la qualité analytique et la comparabilité des résultats de mesure, différentes mesures ont été intégrées au processus méthodologique. L'une d'entre elles consistait à surveiller en permanence les contaminations potentielles pendant le traitement des échantillons et la mesure, notamment à l'aide de blancs de laboratoire. Les décalages de temps de rétention ont été systématiquement contrôlés à l'aide de normes internes afin de garantir une identification cohérente des analytes. De plus, les quantités aspirées pour chaque position de la station de travail AutoTrace ont été documentées avec précision, ce qui a permis de retracer et d'évaluer les conditions d'échantillonnage. L'examen d'un blanc de terrain a permis de détecter d'éventuelles influences environnementales ou contaminations systémiques en dehors du laboratoire. Enfin, la récupération a été déterminée à partir d'un échantillon composite quotidien du Rhin afin de valider l'efficacité et la précision de l'ensemble du processus d'analyse.

Pour l'identification et la classification des substances selon Schymanski et al. (2014), des spectres de référence MS2 provenant de Massbank ont été utilisés, si possible des spectres cumulés de 20-70 V CE ou, à défaut, plusieurs balayages dans la plage de 20-40 V CE. À partir de ceux-ci, les deux fragments les plus intenses ont été déterminés et les spectres DIA ont été vérifiés dans la plage de rétention de la substance en question. Les substances pour lesquelles les deux fragments ont été trouvés dans plusieurs scans correspondant au pic ont été annotées au niveau 1. Les substances pour lesquelles un seul fragment caractéristique a pu être déterminé ont été traitées de la même manière.

Toutes les données de mesure ont été téléchargées sur la plateforme NORMAN Digital Sample Freezing Platform (dsfp.norman-data.eu). Les normes internes utilisées ainsi que le rapport d'évaluation NTS sont disponibles sur demande auprès de la LUBW.

Traitement des données

Les échantillons NTS ont été préparés et analysés dans le laboratoire de la LUBW, puis les données collectées ont été traitées et évaluées en collaboration avec la société envibee. Le flux de travail enviMass utilisé comprend plusieurs étapes pour l'évaluation des données de spectrométrie de masse obtenues. Tout d'abord, la détection et l'extraction automatiques des signaux à partir des chromatogrammes ont été effectuées. Les masses ont été recalibrées à l'aide de normes internes marquées par des isotopes (ISTD) et réajustées manuellement afin d'éliminer les valeurs aberrantes. Pour corriger les temps de rétention, un alignement a été effectué, les échantillons d'eau de surface servant de référence.

Tous les échantillons ont été mesurés en triplicat et traités à l'aide d'un filtre de réplication. Les valeurs à blanc ont été déduites à partir du rapport d'intensité le plus faible. La normalisation de l'intensité a été effectuée à l'aide des pics ISTD. Enfin, des features ont été créés et des substances

Zur Sicherstellung der analytischen Qualität und Vergleichbarkeit der Messergebnisse wurden verschiedene Maßnahmen in den Methodenprozess integriert. Teil davon war die kontinuierliche Überwachung potenzieller Kontaminationen während der Probenaufarbeitung und Messung, unter anderem durch den Einsatz von Laborblindwertproben. Retentionszeitverschiebungen wurden systematisch mittels interner Standards kontrolliert, um eine konsistente Identifikation der Analyten zu gewährleisten. Zusätzlich erfolgte eine präzise Dokumentation der Ansaugmengen für jede Position der AutoTrace Workstation, was eine Rückverfolgung und Bewertung der Probenahmebedingungen ermöglichte. Die Untersuchung eines Feldblindwerts diente der Erkennung möglicher Umwelteinflüsse oder systemischer Verunreinigungen außerhalb des Labors. Schließlich wurde die Wiederfindung anhand einer Tagesmischprobe des Rheins bestimmt, um die Effizienz und Genauigkeit des gesamten Analyseverfahrens zu validieren.

Zur Identifikation und Klassifikation der Substanzen nach Schymanski et al. (2014) wurden MS2-Referenzspektren aus Massbank herangezogen, falls möglich summierte Spektren von 20-70V CE oder ansonsten mehrere Scans im Bereich von 20-40V CE. Aus diesen wurden die zwei intensivsten Fragmente ermittelt und die DIA Spektren im Bereich der Retention der fraglichen Substanz darauf geprüft. Substanzen, für die beide Fragmente in mehreren, zum Peak passenden, Scans gefunden wurden, wurden auf Level 1 annotiert. Substanzen, bei denen nur ein charakteristisches Fragment ermittelt werden konnte wurden ebenso behandelt.

Alle Messdaten wurden auf die NORMAN Digital Sample Freezing Platform (dsfp.norman-data.eu) hochgeladen. Die verwendeten internen Standarts sowie der NTS-Auswertungsbericht sind auf Anfrage bei der LUBW zu erhalten.

Datenverarbeitung

Die NTS-Messproben wurden im Labor der LUBW aufbereitet und analysiert und die erhobenen Daten anschließend in Zusammenarbeit mit der Firma envibee bearbeitet und ausgewertet. Der dabei verwendete enviMass-Workflow beinhaltet mehrere Schritte zur Auswertung der gewonnenen Massenspektrometrie-Daten. Zunächst erfolgten die automatische Signaldetektion und -extraktion aus den Chromatogrammen. Die Massen wurden mithilfe interner isotopenmarkierter Standards (ISTDs) rekalibriert und manuell nachjustiert, um Ausreißer zu entfernen. Zur Korrektur der Retentionszeiten wurde ein Alignment durchgeführt, wobei die Oberflächengewässerproben als Referenz dienten.

Alle Proben wurden als Triplikate gemessen und durch einen Replikatfilter verarbeitet. Blindwerte wurden anhand des niedrigsten Intensitätsverhältnisses abgezogen. Die Intensitätsnormalisierung erfolgte über ISTD-Peaks. Abschließend wurden Profile gebildet und Komponenten

ont été identifiées, les échantillons enrichis et les mesures à blanc ayant été exclus. À l'aide d'un éditeur de comparaison, des requêtes de features ciblées ont été créées et les features filtrés ont été évalués statistiquement. Pour l'évaluation, les features ont été filtrés et le plus intense a été conservé pour chaque composant. Les pics de feature qui n'apparaissaient pas dans au moins 95 % des blancs ou qui étaient en moyenne au moins dix fois plus intenses que dans les blancs ont été filtrés à l'aide d'une soustraction du blanc. En outre, les features basés sur la mesure en triplicat devaient contenir au moins trois pics. Pour les évaluations ultérieures, les features devaient comporter au moins un ensemble complet de réplicats de pics à au moins un des points d'échantillonnage, quel que soit le moment de l'échantillonnage. Les features ainsi créés ont été évalués à l'aide d'analyses statistiques et statistiques multivariées.

En raison de limitations techniques, les features relevés n'ont été évalués qu'en mode d'ionisation positif. De plus, les données de feature pour le décanteur secondaire et le bassin de rétention ont été partiellement exclues de l'évaluation, car aucun pic n'a été mesuré à ces points de mesure. Les résultats NTS présentés doivent donc être considérés comme purement indicatifs.

6.5.3. Résultats des analyses ciblées

Campagne 1 (mai 2023)

Dans le cadre de l'analyse ciblée, des substances individuelles considérées comme des indicateurs d'eaux usées ont été sélectionnées. Parmi les 15 substances individuelles étudiées, aucune n'a été quantifiée dans les eaux souterraines en amont de la station d'épuration (point ESO « 141/114-3 », **figure 6.30**, gauche). En revanche, l'acésulfame, un édulcorant, a été quantifié sur les quatre points de mesure ESO situés en aval de la station d'épuration.

Des concentrations particulièrement élevées d'acésulfame (respectivement 0,78 µg/L et 0,25 µg/L) ont été observées sur les points ESO 287/114-3 et 132/114-2, situés immédiatement en aval de la station d'épuration. Pour les points de mesure suivants, la concentration est bien inférieure.

Sur le point de mesure 287/114-3, de la gabapentine et de l'acide valsartanique ont également été quantifiés. Ces deux substances n'ont été quantifiées sur aucun autre point de mesure. L'acide valsartanique peut apparaître dans les stations d'épuration à boues activées comme produit de dégradation de certains principes actifs pharmaceutiques (Nödler et al., 2013). La proximité de la station d'épuration d'Offenburg et les concentrations mesurées dans le décanteur secondaire (**Figure 6.31**, à gauche) attestent d'une influence des eaux usées traitées. Cependant, ces deux substances ont déjà été quantifiées en amont de la station d'épuration dans les échantillons du point ESU OGew1 et dans le canal Mühlbach. D'autres sources de pollution

definiert, wobei aufgestockte Proben und Blindmessungen ausgeschlossen wurden. Unter Verwendung eines Comparison-Editors wurden gezielte Profilabfragen erstellt und die gefilterten Profile statistisch ausgewertet. Für die Auswertung wurden die Profile gefiltert und pro Komponente das intensivste Profil beibehalten. Über einen Blind-Abzug wurden Profilpeaks gefiltert, welche entweder zu mindestens 95 % nicht in Blindmessungen vorkommen oder im Mittel mindestens zehnmal intensiver als in den Blindmessungen waren. Weiter mussten Profile basierend auf der Triplikat-Messung mindestens drei Peaks enthalten. Für die weiteren Auswertungen mussten Profile mindestens einen vollständigen Replikatsatz an Peaks an mindestens einer der Beprobungsstellen zu irgendeiner Beprobungszeit haben. Die so erstellten Profile wurden durch statistische und multivariate statistische Analysen ausgewertet.

Aufgrund von technischen Limitierungen wurden die erhobenen Profile nur im positiven Messmodus ausgewertet. Weiter wurden die Profildaten für das NKB und das RÜB teilweise aus der Auswertung ausgeschlossen, da an diesen Messstellen in wenigstens einer Replikatmessung keine Peaks gemessen wurden. Darum sind die präsentierten NTS-Ergebnisse als rein indikativ zu betrachten.

6.5.3. Ergebnisse der gezielten Analysen

Kampagne 1 (Mai 2023)

Im Rahmen der gezielten Untersuchung wurden Einzelstoffe ausgewählt, die als Abwasserindikatoren gelten. Von den 15 untersuchten Einzelstoffen wurde im Grundwasser oberhalb der Kläranlage kein Stoff nachgewiesen (GW-Messort „141/114-3“ **Abbildung 6.30**: links, Anzahl der gefundenen Stoffe pro Messstelle). In allen vier Grundwassermessstellen unterhalb der KLA wurde hingegen der Süßstoff Acesulfam nachgewiesen.

Besonders hohe Acesulfam-Konzentrationen traten dabei in den GW-Messstellen 287/114-3 und 132/114-2 unmittelbar nach der KLA (0,78 µg/L bzw. 0,25 µg/L) auf. In den nachfolgenden GW-Messstellen nahm die Konzentration hingegen deutlich ab.

In der GW-Messstelle 287/114-3 wurden zusätzlich Gabapentin und Valsartansäure nachgewiesen, die in keiner anderen GW-Messstelle detektiert wurden. Valsartansäure kann in Kläranlagen mit Belebtschlammbehandlungen als Abbauprodukt einiger pharmazeutischer Wirkstoffe entstehen (Nödler et al., 2013). Aufgrund der Nähe zur KLA Offenburg und der im NKB gemessenen Konzentrationen (**Abbildung 6.31**, links) deutet dies auf einen Einfluss durch gereinigtes Abwasser hin. Beide Stoffe wurden jedoch bereits oberhalb der KLA in den Oberflächengewässerproben OGew1 und im Mühlbachkanal nachgewiesen, sodass auch andere Eintragsquellen existieren müssen. Auch Acesul-

doivent donc probablement exister. L'acésulfame pourrait également provenir de la station d'épuration. La différence de concentration mesurée entre les eaux usées traitées de la STEU et le point de mesure ESO 287/114-3 immédiatement après la STEU (0,02 µg/L et 0,78 µg/L) suggère toutefois l'existence d'autres sources de pollution.

Le nombre le plus élevé de substances quantifiées dans les eaux souterraines a été enregistré au point de mesure le plus en aval du site pilote : ESO 215/064-1 (**Figure 6.30**, à gauche). Outre l'acésulfame, quatre autres substances pharmaceutiques et industrielles n'ayant pas été détectées sur le reste des points ESO, sont quantifiées. Cela suggère une influence d'autres sources de pollution, n'impactant que ce point de mesure. La concentration totale (0,13 µg/L) était toutefois inférieure aux valeurs mesurées aux points 287/114-3 et 132/114-2 (respectivement 0,82 µg/L et 0,25 µg/L, **Figure 6.31**, à gauche). La pollution semble donc provenir d'un grand nombre de substances présentes en faibles concentrations.

Contrairement aux échantillons d'eau souterraine, les échantillons ESU OGew1 et du canal du Mühlbach présentaient déjà en amont de la station d'épuration une grande diversité de substances (11 et 12 respectivement) (**Figure 6.31**, à gauche). Il est frappant de constater que les concentrations en acésulfame et en diclofénac ont diminué respectivement d'environ la moitié et un cinquième entre OGew1 et le canal Mühlbach. Les autres substances présentaient des concentrations stables avec seulement de faibles fluctuations. Une pollution par le 4-méthyl-1H-benzotriazole, le benzotriazole et la carbamazépine a déjà pu être constatée en amont de la station d'épuration, ce qui suggère d'autres voies d'apport. L'acide amidotrizoïque, un produit de contraste radiographique difficilement dégradable, en revanche, a peut-être été introduit par la STEU. Il est mesuré en faibles concentrations (0,01 µg/L) dans tous les échantillons ESU prélevés en aval. Au dernier point de mesure ESU OGew5, la substance n'était plus détectable, probablement en raison d'une dilution supplémentaire dans la Kinzig.

Dans le décanteur secondaire de la station d'épuration, 15 substances ont été quantifiées dans la plupart des échantillons d'eau (**Figure 6.30**, à gauche). Avec une concentration totale, toutes substances confondues, de 27,14 µg/L, l'apport de contaminants de la STEU dans le Mühlbach et la Kinzig est élevé (**Figure 6.31**, à gauche). Le sucralose (12 µg/L), un édulcorant difficilement dégradable, représentait la plus grande part de la concentration totale avec 44 % (**Figure 6.32**, à gauche). L'examen des concentrations de substances dans les échantillons ESU prélevés en aval de la station d'épuration montre une forte dilution de cet apport, de sorte que le nombre de substances quantifiées passe de 13 à 11 entre OGew2 et OGew5 (**Figure 6.30**, à gauche). L'influence que les eaux usées traitées par la station d'épuration ont sur la qualité de l'eau de la Kinzig a pu être mesurée pour l'acide amidotrizoïque et l'acide valsartanique ainsi que pour le sucralose dont les concentrations étaient plus élevées en aval de la STEU. Cependant, aucune pollution des eaux souterraines par ces substances n'a pu être prouvée.

fam könnte durch die Kläranlage eingetragen werden. Die Konzentrationsdifferenz von 0,02 µg/L in dem geklärten Abwasser der KLA zu 0,78 µg/L an der GW-Messstelle 287/114-3 unmittelbar nach der KLA legt jedoch weitere Verschmutzungsquellen nahe.

Die höchste Anzahl an Stoffnachweisen im Grundwasser wurde an der GW-Messstelle 215/064-1 ermittelt, welche am weitesten flussabwärts liegt (**Abbildung 6.30**, links). Neben Acesulfam wurden dort vier weitere pharmazeutische und industrielle Stoffe detektiert, welche an keiner anderen GW-Messstelle nachgewiesen wurden und legen somit eine Beeinflussung durch weitere Verschmutzungsquellen nahe, welche nur diese Messstelle betreffen. Die Summenkonzentration lag mit 0,13 µg/L jedoch unter den Werten der GW-Messstellen 287/114-3und 132/114-2 (0,82 µg/L bzw. 0,25 µg/L, **Abbildung 6.31**, links), die Verunreinigung scheint daher eine größere Stoff-Anzahl in jedoch geringen Konzentrationen einzutragen.

Im Gegensatz zu den Grundwasserproben zeigte sich in den OW-Proben OGew1 und Mühlbachkanal bereits oberhalb der Kläranlage eine hohe Stoffvielfalt (11 bzw. 12 Stoffe) (**Abbildung 6.31**, links). Auffällig waren die Konzentrationsabnahmen von Acesulfam und Diclofenac, die sich zwischen OGew1 und dem Mühlbachkanal um etwa die Hälfte bzw. ein Fünftel reduzierten. Die übrigen Stoffe wiesen stabile Konzentrationen mit nur geringen Schwankungen auf. Eine Belastung durch die Stoffe 4-Methyl-1H-benzotriazol, Benzotriazol und Carbamazepin konnte schon oberhalb der KLA festgestellt werden, was weitere Eintragspfade nahelegt. Amidotrizoesäure, ein schwer abbaubares Röntgenkontrastmittel, wurde hingegen womöglich durch die KLA eingetragen und konnte in allen stromabwärts gelegenen OW-Proben in geringen Konzentrationen (0,01 µg/L) nachgewiesen werden. In der letzten OW-Messstelle OGew5 war der Stoff nicht mehr nachweisbar, vermutlich aufgrund weiterer Verdünnung in der Kinzig.

Im NKB der Kläranlage wurden mit 15 Stoffen die meisten Stoffnachweise aller Wasserproben erfasst (**Abbildung 6.30** links). Mit einer Summenkonzentration aller Stoffe von 27,14 µg/L ist der Stoffeintrag der KLA in den Mühlbach und die Kinzig hoch (**Abbildung 6.31**, links). Der schwer abbaubare Süßstoff Sucralose (12 µg/L) machte mit 44 % den größten Anteil an der Summenkonzentration aus (**Abbildung 6.32**, links). Die Betrachtung der Stoffkonzentrationen in den OW-Proben unterhalb der Kläranlage zeigte eine starke Verdünnung dieses KLA-Eintrags, sodass die Anzahl der nachgewiesenen Stoffe von OGew2 bis OGew5 von 13 auf 11 sank (**Abbildung 6.30**, links). Ein messbarer Einfluss des geklärten Abwassers der Kläranlage auf die Wasserqualität der Kinzig ließ sich für die pharmazeutischen Stoffe Amidotrizoesäure und Valsartansäure sowie dem Süßstoff Sucralose nachweisen, da deren Konzentrationen stromabwärts der KLA erhöht waren. Eine Belastung des Grundwassers konnte durch diese Stoffe jedoch nicht nachgewiesen werden.

Campagne 2 (mars 2024)

Par rapport à la campagne 1, les fortes précipitations lors de la campagne 2 ont entraîné une modification significative du profil des substances dans les échantillons ESU. Le nombre de substances quantifiées a globalement diminué ; seul l'échantillon OGew5 n'a pas changé (**Figure 6.30**, à droite). Il est particulièrement frappant de constater que trois substances du groupe des substances pharmaceutiques, à savoir la carbamazépine, le sulfaméthoxazole et l'acide valsartanique, qui avaient été quantifiées dans tous les échantillons ESU de la campagne 1, n'ont plus été quantifiées dans la campagne 2, probablement en raison d'une forte dilution.

En amont de la STEU, des concentrations élevées de produits de contraste radiographiques (ioméprol, iopromide) et d'édulcorant (saccharine) ont été quantifiées dans les échantillons ESU. L'iopromide n'a été quantifié sur aucun point de mesure lors de la campagne 1. Il n'a été détecté qu'une fois lors de la campagne 2 en ESU, en dehors des deux STEU. (**Figure 6.32**). L'acide amidotrizoïque a également été quantifié dans l'échantillon prélevé dans le canal en amont de la station d'épuration. Dans le cadre de la campagne 1, il avait été supposé que ce produit de contraste radiographique eût été rejeté dans la Kinzig par la station d'épuration. Cependant, lors d'épisodes de fortes pluies, un rejet par d'autres sources, telles que les bassins de rétention des eaux pluviales de la ville d'Offenbourg, est également possible. Les concentrations d'acide amidotrizoïque n'ont pratiquement pas évolué lors de la campagne 2, même après la station d'épuration, elles correspondent largement à celles de la campagne 1. Malgré des concentrations plus élevées provenant de la station d'épuration et du bassin de rétention, le rejet lors de fortes précipitations ne semble pas dépendre principalement de la station d'épuration. Le deuxième échantillonnage différé des points de mesure ESU a montré une pollution constante des points de mesure sans différences significatives de concentration. Aucun panache de polluants lié à la STEU n'a donc été détecté pendant la période d'échantillonnage.

Malgré les fortes pluies, le nombre de substances quantifiées dans la STEU reste inchangé, avec 15 résultats positifs. Dans le bassin de rétention supplémentaire analysé, 14 substances ont dépassé la limite de quantification (**Figure 6.30**, à droite). Pour cinq substances (acésulfame, acide amidotrizoïque, iopromide, saccharine et ioméprol), des concentrations plus élevées que lors de la campagne 1 ont été mesurées dans le bassin de décantation secondaire. Les concentrations des édulcorants (acésulfame et saccharine) peuvent être efficacement réduites dans le cadre du fonctionnement normal de la STEU (Castronovo et al., 2017 ; Scheurer et al., 2009) et les agents de contraste radiographiques difficilement dégradables (acide amidotrizoïque, iopromide et ioméprol) pourraient présenter une faible concentration d'entrée dans la campagne 1, mais les fortes précipitations semblent avoir une influence sur l'efficacité des étapes de traitement et la concentration d'entrée des substances dans la STEU. Les concentrations des dix autres substances étaient plus faibles en raison de la dilution due à l'augmentation du volume d'eau. Par rapport au décanteur secondaire, quatre substances présentaient des concentrations plus élevées dans les eaux usées non traitées du bassin de rétention des eaux pluviales :

Kampagne 2 (März 2024)

Im Vergleich zur Kampagne 1 führte das Starkregenereignis in Kampagne 2 zu einem deutlich veränderten Stoffprofil in den OW-Proben. Die Anzahl der nachgewiesenen Stoffe nahm überwiegend ab, nur in OGew5 blieb sie unverändert (**Abbildung 6.30**, rechts). Besonders auffällig war, dass drei Stoffe der pharmazeutischen Stoffgruppe, Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Valsartansäure, die in Kampagne 1 in allen OW-Proben nachgewiesen wurden, in Kampagne 2 nicht mehr quantifiziert werden konnten – vermutlich aufgrund starker Verdünnung.

Oberhalb der KLA wurden in den OW-Proben erhöhte Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Iopromid und des Süßstoffes Saccharin festgestellt. Iopromid wurde in Kampagne 1 an keiner Messstelle detektiert. Der Nachweis im Oberflächengewässer stellt damit den ersten Befund innerhalb dieser Untersuchung außerhalb der Kläranlage dar (**Abbildung 6.32**). In der Kanalprobe vor der KLA wurde zudem Amidotrizoesäure nachgewiesen. Im Rahmen von Kampagne 1 wurde angenommen, dass dieses Röntgenkontrastmittel durch die KLA in die Kinzig eingetragen wird. Während eines Starkregenereignisses ist jedoch auch ein Eintrag über weitere Quellen wie z.B. die Regenüberlaufbecken (RÜB) der Stadt Offenburg möglich. Die Konzentrationen von Amidotrizoesäure blieben in Kampagne 2 auch nach der KLA nahezu unverändert und entsprachen weitgehend denen aus Kampagne 1. Trotz erhöhter Konzentrationen aus der KLA und dem RÜB scheint der Eintrag während Starkregenereignissen nicht primär von der KLA abzuhängen. Die zeitlich versetzte zweite Beprobung der OW-Messstellen zeigte eine konstante Belastung der Messstellen ohne signifikante Konzentrationsunterschiede. Eine mögliche KLA-bedingte Schadstofffahne wurde im Beprobungszeitraum daher nicht nachgewiesen.

Die Anzahl der in der KLA nachgewiesenen Stoffe blieb trotz Starkregen, mit 15 Befunden, unverändert. Im zusätzlich untersuchten RÜB konnten 14 Stoffe oberhalb der Bestimmungsgrenze detektiert werden (**Abbildung 6.30**, rechts). Für fünf Stoffe (Acesulfam, Amidotrizoesäure, Iopromid, Saccharin und Iomeprol) wurden im Nachklärbecken höhere Konzentrationen gemessen als in Kampagne 1. Die Stoffkonzentrationen der Süßstoffe (Acesulfam und Saccharin) können im Normalbetrieb der KLA effektiv reduziert werden (Castronovo et al., 2017; Scheurer et al., 2009) und die schwer abbaubaren Röntgenkontrastmittel (Amidotrizoesäure, Iopromid und Iomeprol) könnten in Kampagne 1 eine geringe Eintragskonzentration aufweisen, das Starkregenereignis scheint jedoch einen Einfluss auf die Effektivität der Klärschritte sowie die Eintragskonzentration der Stoffe in die KLA zu haben. Die übrigen zehn Stoffkonzentrationen lagen, aufgrund der Verdünnung durch das erhöhte Wasservolumen, niedriger. Im Vergleich zum NKB zeigten vier Stoffe im ungereinigten Abwasser des Regenüberlaufbeckens höhere Konzentrationen: Acesulfam (18-fach), Amidotrizoesäure (2-fach), Iopromid (3,5-fach) und Saccharin (15 µg/L im NKB gegen 23,8 µg/L im RÜB) (**Abbildung 6.31**:

l'acésulfame (18 fois), l'acide amidotrizoïque (2 fois), l'iopromide (3,5 fois) et la saccharine (15 µg/L dans le décanteur contre 23,8 µg/L dans le bassin de rétention) (**Figure 6.31**, à droite), la saccharine étant la substance la plus représentée dans le canal du Mühlbach (**Figure 6.32**, à droite).

Dans tous les échantillons ESU et STEU, trois substances – l'ioméprol, l'iopromide et la saccharine – affichent des concentrations systématiquement plus élevées que lors de la campagne 1 (**Figure 6.32**, à droite). Les concentrations des autres substances restent inférieures ou inchangées. Bien que l'ioméprol ait fortement augmenté dans le décanteur secondaire de la STEU, les concentrations dans les échantillons ESU restent constantes. De même, malgré des concentrations élevées dans le bassin de rétention des eaux pluviales, l'acésulfame ne présente pas de valeurs élevées dans les eaux de surface. En revanche, pour l'iopromide et la saccharine, il est apparu que la STEU influence les points ESU en aval. Les concentrations dépassent en effet celles de la campagne 1 en raison de la STEU.

Une influence potentielle de la STEU sur la qualité des eaux souterraines n'a pas pu être établie de manière définitive. Du benzotriazole (0,01 µg/L) a été quantifié pour la première fois en très faible concentration au point de mesure ESO 141/114-3 situé en amont de la STEU (**Figure 6.30**, à droite). Le point ESO 287/114-3 situé juste en aval de la STEU présentait un profil fortement modifié. Deux des trois substances quantifiées lors de la campagne 1 ne l'ont pas été lors de la deuxième campagne. En revanche, le sucralose a été quantifié pour la première fois, mais à une concentration faible de 0,06 µg/L. L'acésulfame y a également été quantifié lors des deux campagnes. La concentration avait diminué de moitié, passant de 0,78 µg/L à 0,42 µg/L, mais elle restait relativement élevée. La forte augmentation de la concentration d'acésulfame dans le bassin de rétention de la station d'épuration pourrait contribuer à la pollution de ce point de mesure, mais la baisse de la concentration dans les eaux souterraines entre les deux campagnes suggère une faible influence. L'utilisation du point de mesure comme source d'eau potable pourrait avoir une influence sur le profil très variable. Les points de mesure ESO 132/114-2 et 9901/114-4, avec une substance détectée, et 215/064-1, avec cinq substances détectées, ne présentent pas de modification des profils de substances. Seule une augmentation de la concentration d'acésulfame au point de mesure ESO 132/114-2 (0,25 µg/L à 0,33 µg/l) a été détectée. Une pollution due à la STEU et aux eaux infiltrées n'est pas clairement détectable en raison des concentrations constantes d'acésulfame dans les échantillons d'eaux usées prélevés en amont de la STEU lors des campagnes 1 et 2.

Les résultats des deux campagnes montrent que l'influence de la station d'épuration sur la qualité des eaux de surface et souterraines ne peut être exclue, notamment en cas de fortes précipitations. Une augmentation de la charge polluante est alors observée avec des paramètres qui, en conditions normales, sont bien éliminés dans la station d'épuration. Des indicateurs d'eaux usées ont été quantifiés sur plusieurs points de mesure d'eau souterraine (287/114-3, 132/114-2 et 215/064-1). Si leur présence montre que ces zones sont influencées par des eaux usées non traitées, elle ne permet toutefois pas d'établir un lien clair avec la station d'épuration. La station d'épuration peut contribuer à la pollution, mais ne doit pas être considérée comme la seule source de contamination.

rechts), wobei Saccharin den größten Eintrag in den Mühlbachkanal darstellt (**Abbildung 6.32**: rechts).

In allen OW- und KLA-Proben wurden drei Stoffe – Iomeprol, Iopromid und Saccharin – durchgehend in höheren Konzentrationen als in Kampagne 1 nachgewiesen **(Abbildung 6.32**: rechts). Andere Stoffe wiesen geringere oder unveränderte Konzentrationen auf. Obwohl Iomeprol im NKB der KLA stark erhöht war, blieben die Konzentrationen in den OW-Proben konstant. Auch Acesulfam zeigte trotz hoher Konzentrationen im RÜB keine erhöhten Werte im Gewässer. Für Iopromid und Saccharin ließ sich hingegen ein Einfluss der KLA auf die nachfolgenden OW-Messstellen erkennen, welche durch die KLA die Konzentrationen der Kampagne 1 überstiegen.

Ein potentieller Einfluss der KLA auf die Grundwasserqualität konnte nicht definitiv festgestellt werden. An der GW-Messstelle 141/114-3 oberhalb der KLA wurde erstmals Benzotriazol in sehr geringer Konzentration (0,01 µg/L) nachgewiesen (**Abbildung 6.30**, rechts). Die GW-Messstelle 287/114-3 kurz unterhalb der KLA wies dagegen ein stark verändertes Profil auf. Zwei der drei nachgewiesenen Stoffe aus Kampagne 1 konnten während der zweiten Kampagne nicht mehr nachgewiesen werden. Dafür wurde Sucralose erstmals nachgewiesen, die Konzentration war mit 0,06 µg/L jedoch gering. Acesulfam konnte an dieser Messstelle in beiden Kampagnen nachgewiesen werden. Die Konzentration hatte sich von 0,78 µg/L auf 0,42 µg/L halbiert, sie blieb jedoch weiterhin vergleichsweise stark erhöht. Die stark erhöhte Acesulfam-Konzentration im RÜB der Kläranlage könnte zu der Belastung dieser Messstelle beitragen, das Absinken der Konzentration im Grundwasser zwischen beiden Kampagnen legt jedoch einen geringen Einfluss nahe. Die Nutzung der Messstelle als Trinkwasserquelle könnte einen Einfluss auf das stark wechselnde Profil haben. Die GW-Messstellen 132/114-2 und 9901/114-4, mit jeweils einem Stoffnachweis, und 215/064-1, mit fünf nachgewiesenen Stoffen, wiesen keine veränderten Stoffprofile auf. Die Acesulfam-Konzentration an der GW-Messstelle 132/114-2 erhöhte sich von 0,25 µg/L auf 0,33 µg/L, eine Belastung durch die KLA und das infiltrierende Gewässer ist aufgrund der konstanten Acesulfam-Konzentrationen in den OW-Proben stromaufwärts der KLA in Kampagne 1 und Kampagne 2 nicht eindeutig nachweisbar. An den zwei weiteren Messstellen ließen sich keine Änderungen der Stoffkonzentrationen nachweisen.

Die Ergebnisse beider Kampagnen zeigen, dass ein Einfluss der Kläranlage auf die Qualität von Fluss- und Grundwasser nicht ausgeschlossen werden kann. Besonders während Starkregenereignissen treten erhöhte Stofflasten auf, darunter Parameter, die unter Normalbedingungen in der KLA gut entfernt werden. In mehreren Grundwassermessstellen (287/114-3, 132/114-2und 215/064-1) wurden Abwasserindikatoren nachgewiesen. Dies zeigt, dass diese Bereiche durch ungereinigtes Abwasser beeinflusst sind, erlaubt jedoch keine eindeutige Zuordnung der Verschmutzung zur KLA. Die Kläranlage kann zu den Belastungen beitragen, ist jedoch nicht als alleinige Quelle anzusehen.

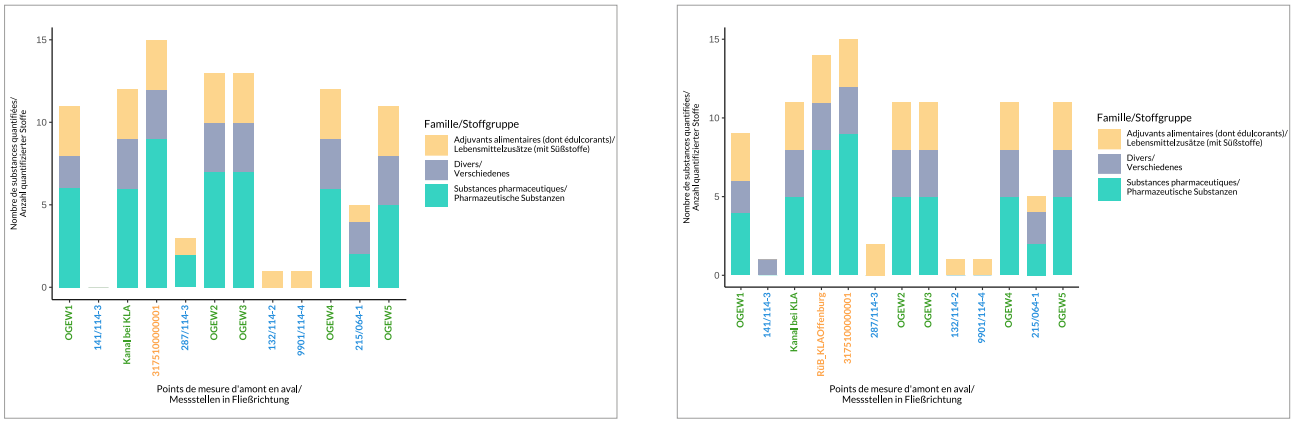


Figure 6.30 : Nombre de substances quantifiées par point de mesure par famille de substances pour la campagne 1 (à gauche) et la campagne 2 (à droite) du site pilote de la Kinzig

Abbildung 6.30: Anzahl der pro Messstelle quantifizierten Stoffe nach Stoffgruppe für Kampagne 1 (links) und Kampagne 2 (rechts) im Pilotgebiet Kinzig

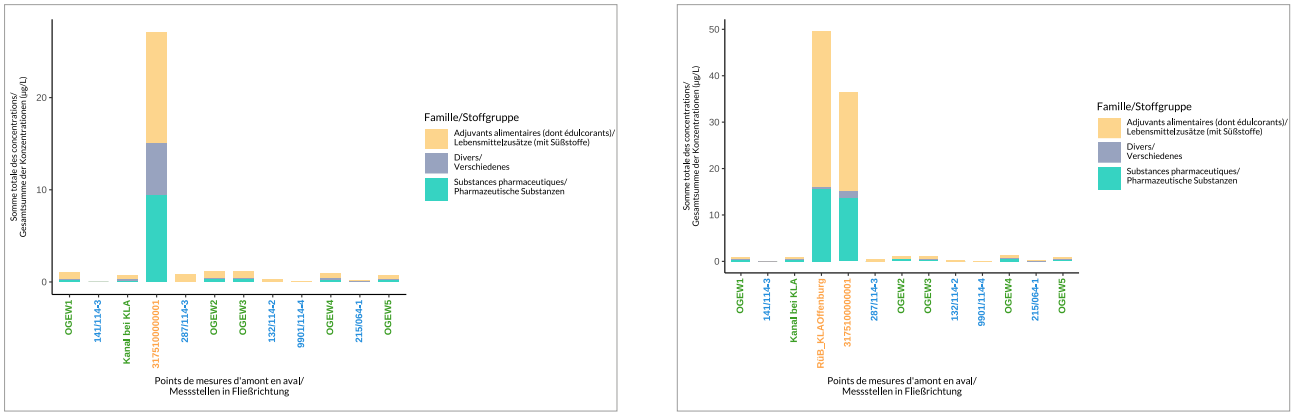


Figure 6.31 : Somme totale des concentrations de substances par point de mesure par famille de substances pour la campagne 1 (à gauche) et la campagne 2 (à droite) du site pilote de la Kinzig

Abbildung 6.31: Gesamtsumme der Stoffkonzentrationen pro Messstelle nach Stoffgruppe für Kampagne 1 (links) und Kampagne 2 (rechts) im Pilotgebiet Kinzig

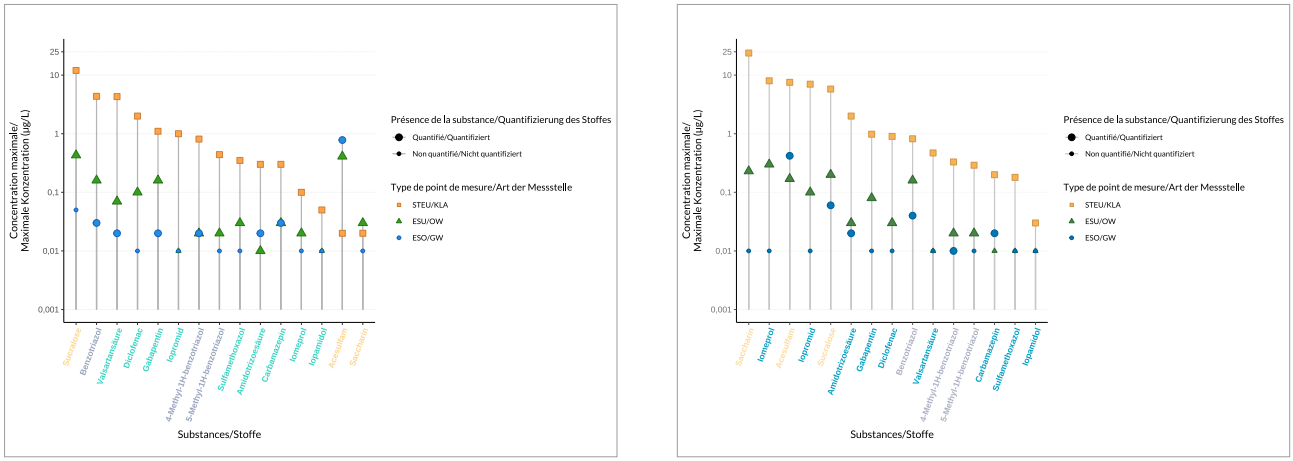


Figure 6.32 : Concentrations maximales de substances par type de point de mesure pour la campagne 1 (à gauche) et la campagne 2 (à droite) du site pilote de la Kinzig

Abbildung 6.32: Maximale Stoffkonzentrationen nach Art der Messstellen für Kampagne 1 (links) und Kampagne 2 (rechts) im Pilotgebiet Kinzig

6.5.4.

Résultats des analyses non ciblées (NTS)

Les nombres et les intensités maximales par profil de point de mesure constituent un premier indice pour l'évaluation de la charge polluante à l'aide du NTS (**Figure 6.33**). L'analyse non ciblée a clairement montré que les points de mesure ESU OGew et Kanal présentaient, pour les deux campagnes, c'est-à-dire en conditions normales et lors de fortes pluies, des nombres et des intensités de pics nettement plus élevés que les échantillons ESO.

Au cours de la première campagne de mesure, le nombre de pics le plus bas de tous les échantillons ESU a été enregistré au point OGew1 en amont d'Offenburg. Dans l'échantillon prélevé dans le canal en amont de la STEU, ce nombre a augmenté, ce qui indique l'influence d'autres sources de substances indépendantes de la station d'épuration, comme la zone urbaine d'Offenburg. Le nombre de pics a atteint son maximum dans les échantillons ESU OGew2 et OGew3 en aval de la STEU, ce qui montre une influence de la STEU sur la qualité des cours d'eau. Aux points de mesure OGew4 et OGew5, le nombre de pics redescend à des valeurs similaires à celles de l'échantillon prélevé dans le canal en amont de la STEU. Cela s'explique par une dilution progressive sans autres sources de contamination.

En revanche, tous les échantillons d'eau souterraine présentent des nombres de pics nettement inférieurs à ceux des échantillons d'eau de surface. Parmi les points de mesure ESO, les nombres de pics les plus élevés ont été mesurés pour les points ESO 141/114-3 (en amont de la STEU) et ESO 215/064-1 (dernier point de mesure ESO, la plus proche du Rhin) (**Figure 6.33**, en vert).

La deuxième campagne présente également un schéma similaire lors de fortes précipitations. En termes de pic, la pollution mesurée sur le point OGew1 est nettement inférieure à celle des échantillons prélevés dans le canal et en aval de la STEU. En revanche, le nombre de pics dans l'échantillon prélevé dans le canal en amont de la STEU présente des valeurs comparables à celles des échantillons OGew2, OGew3 et OGew4. Ces données montrent une nouvelle fois l'influence d'autres sources de polluants sur la qualité de l'eau en amont de la STEU. En aval de la STEU, le nombre de pics dans les échantillons ESU n'augmente que légèrement, et lors des deuxièmes mesures de chaque échantillon ESU, il diminue même par rapport aux valeurs enregistrées en amont de la STEU. Dans les échantillons OGew4 et OGew5, les valeurs continuent à baisser, OGew5 affichant des valeurs les plus faibles. Ces observations peuvent s'expliquer par la forte dilution, qui peut entraîner une chute des concentrations de certaines substances sous le seuil de détection.

Comme pour la campagne 1, le nombre de pics des échantillons ESO est nettement inférieur à celui des échantillons ESU. Des différences entre les points de mesure ESO 141/114-3 et 215/064-1 qui présentent les nombres de pics les

6.5.4.

Ergebnisse der NTS-Analysen

Einen ersten Anhaltspunkt für die Bewertung der Stoffbelastung mittels NTS stellen die Peak-Anzahlen sowie Peak-Intensitäten pro Messstellen-Profil dar (**Abbildung 6.33**). Hierbei zeigte sich deutlich, dass die OW-Messstellen der OGew- und Kanal-Proben in beiden Kampagnen, also unter Normalbedingungen und bei Starkregen, wesentlich höhere Peak-Anzahlen und -Intensitäten aufwiesen als die GW-Proben.

Während der ersten Messkampagne wurden in der Messstelle OGew1 vor Offenburg die niedrigsten Peak-Anzahlen aller OW-Proben nachgewiesen. In der Kanal-Probe vor der KLA stieg diese Anzahl an, was auf Einfluss weiterer Stoffquellen unabhängig von der Kläranlage z.B. durch das Stadtgebiet Offenburg hinweist. Die Peak-Anzahl erreichte in den OW-Proben OGew2 und OGew3 nach der KLA ein Maximum und deutet damit auf einen Einfluss der KLA auf die Wasserqualität im Fließgewässer hin. In den Messstellen OGew4 und OGew5 sank die Peak-Anzahl wieder auf Werte ab, die denen der Kanal-Probe oberhalb der KLA ähneln. Dies lässt sich durch eine fortschreitende Verdünnung ohne weitere Einträge erklären.

Alle Grundwasserproben wiesen dagegen ein deutlich niedrigere Peak-Anzahl als in den OW-Proben auf. Innerhalb der GW-Messstellen wurden für GW 141/114-3 (oberhalb der KLA) und GW 215/064-1 (letzte GW-Messstelle, am nächsten zum Rhein) die höchste Peak-Anzahl gemessen (**Abbildung 6.33**, grün).

Auch in der zweiten Kampagne zeigte sich beim Starkregenereignis ein ähnliches Muster. Gemessen an der Peak-Anzahl war die Belastung in den Oberflächenwasserproben in der OGew1 deutlich geringer als in der Kanal-Probe und den Proben flussabwärts der KLA. Die Anzahl der Peaks in der Kanal-Probe vor der KLA wies dagegen vergleichbare Werte zu den Proben OGew2, OGew3 und OGew4 auf, wodurch erneut ein Einfluss durch weitere Stoffquellen auf die Wasserqualität bereits vor der KLA deutlich wird. Unterhalb der KLA stiegen die Peak-Anzahlen in den OW-Proben nur leicht an, in den zweiten Messungen jeder OW-Probe sank die Peak-Anzahl sogar unter die Werte vor der KLA ab. In den Proben OGew4 sowie OGew5 sanken die Werte weiter ab, wobei OGew5 die niedrigsten Werte aufwies. Diese Beobachten können durch die starke Verdünnung begründet sein, was dazu führen kann, dass die Konzentrationen einiger Substanzen unter das Detektionslimit fallen.

Die Peak-Anzahl lag bei den GW-Proben wie in Kampagne 1 deutlich unter den Werten der OW-Proben. Unterschiede zwischen den GW-Messstellen zeigten sich erneut für GW 141/114-3 und GW 215/064-1 mit den höchsten Peak-Anzahlen. Die Proben GW 287/114-3 und GW 9901/114-4 wiesen ähnliche Peak-Anzahlen auf, GW 132/114-2 wies die niedrigste Anzahl auf (**Abbildung 6.33**, blau).

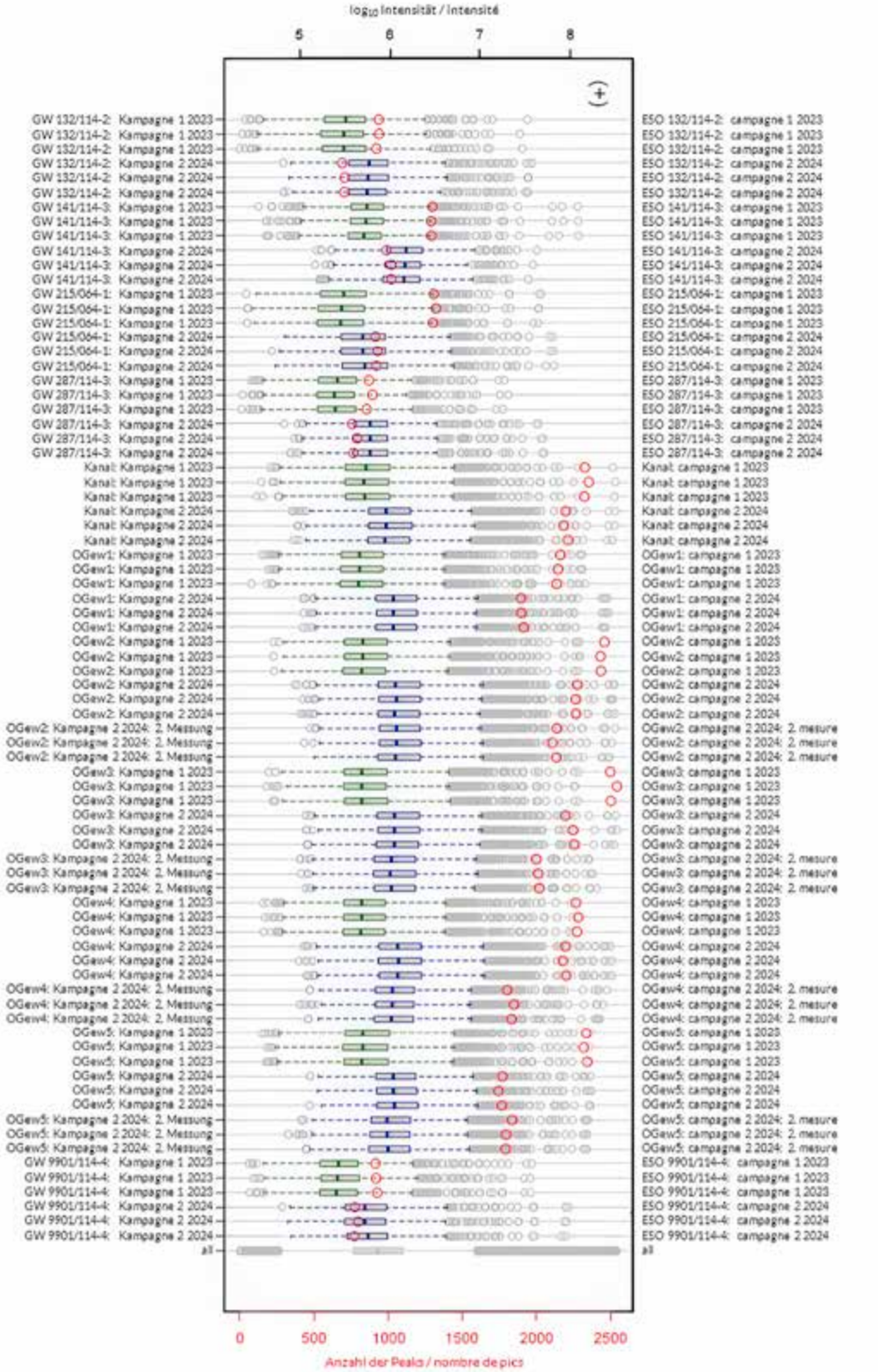


Figure 6.33 : Nombre (marquage rouge) et intensités (boîtes à moustaches) de tous les pics quantifiés pour tous les échantillons ESU (OGew et canal) et ESO (à l'exception du décanteur secondaire et du bassin de rétention des eaux de pluies) des deux campagnes 1 (vert) et 2 (bleu) en mode de mesure positif.

Abbildung 6.33: Anzahl (rote Markierung) und Intensitäten (Boxplots) aller detektierter Peaks für alle OW-Proben (OGew und Kanal) und GW-Proben (Auslassen von NKB und RÜB) aus beiden Kampagnen 1 (grün) und 2 (blau) im positiven Messmodus

plus élevés sont à nouveau visibles. Les échantillons ESO 287/114-3 et ESO 9901/114-4 présentent des nombres de pics similaires, tandis que ESO 132/114-2 présente le nombre le plus faible (**Figure 6.33**, en bleu).

Une comparaison des deux campagnes fait apparaître un nombre de pics réduit dans tous les échantillons de la campagne 1 à la campagne 2. Les échantillons ESU semblent particulièrement influencés par les effets de dilution, les points de mesure des eaux souterraines présentant également certaines fluctuations de profil. Contrairement au nombre de pics, l'intensité des pics a augmenté dans tous les échantillons de la deuxième campagne par rapport à la campagne 1, ce qui démontre une croissance de la pollution des échantillons pendant l'épisode de fortes pluies. Les observations suggèrent que, bien que le nombre de substances détectables diminue en raison de la dilution, l'augmentation de la concentration de certaines substances due à un traitement insuffisant ou inexistant dans la station d'épuration, compense voire dépasse cette dilution.

Des méthodes d'analyse statistique multivariée ont été utilisées pour analyser plus en détail la répartition de l'intensité des points de mesure et leurs profils représentatifs, notamment l'analyse en composantes principales (ACP). L'ACP permet de mettre en évidence les différences d'intensité entre les profils des différents échantillons. Elle peut aussi expliquer les variations d'intensité entre les échantillons (**chapitre 4**) ainsi que la présence ou l'absence de profils qui en découle.

La **figure 6.34** montre l'ACP des échantillons des deux campagnes. Les composantes principales 1 et 2 sont celles qui représentent le mieux l'ensemble des données. Elles permettent de distinguer clairement les échantillons ESU des deux campagnes et de les différencier des échantillons ESO, qui ne diffèrent que très légèrement entre les deux campagnes en termes d'intensité (**Figure 6.34**, à gauche). Les échantillons ESU des campagnes 1 et 2 diffèrent donc davantage les uns des autres que les échantillons ESO des deux campagnes. Cette analyse permet d'expliquer 43 % des variations d'intensité. À partir de la troisième composante principale, une distinction plus nette apparaît entre le point de mesure ESO 141/114-3 et les autres échantillons ESO ; tous les autres regroupements des première et deuxième composantes principales restant similaires. On observe également une séparation de l'échantillon ESO 141/114-3 entre les deux campagnes, le profil d'intensité du point de mesure de la campagne 2 s'écartant de ceux des autres points de mesure (**Figure 6.34**, à droite). La variance explicable par cette troisième composante principale (8 %) est nettement inférieure à celle des deux premières composantes principales. La distinction selon PC3 est donc moins prononcée.

Une ACP de tous les échantillons d'eau souterraine des deux campagnes confirme, dès les première et deuxième composantes principales, la variance d'intensité significative de l'échantillon ESO 141/114-3 par rapport aux autres

Ein Vergleich beider Kampagnen zeigt eine Reduktion der Peak-Anzahl in allen Proben von Kampagne 1 zu Kampagne 2. Besonders die OW-Proben scheinen stark von Verdünnungseffekten beeinflusst zu sein, wobei die Grundwasser-Messstellen ebenfalls gewisse Profilschwankungen aufweisen. Im Gegensatz zu der Peak-Anzahl stieg die Peak-Intensität in allen Proben der zweiten Kampagne im Vergleich zu Kampagne 1 an und demonstriert somit eine steigende Belastung der Proben während des beprobten Starkregenereignisses. Die Beobachtungen legen nahe, dass zwar die Anzahl der detektierbaren Substanzen durch die Verdünnung sinkt, die Konzentrationssteigerung einiger Substanzen, durch die unzureichende bzw. fehlende Reinigung in der Kläranlage, diese Verdünnung aber kompensiert und sogar übersteigt.

Für die weitere Analyse der Intensitätsverteilung der Messstellen und deren repräsentativen Profile wurden multivariate statistische Analyseverfahren angewendet. Dazu wurde die Hauptkomponenten-Analyse (principal component analysis, PCA) verwendet. Die PCA dient dazu, Intensitätsunterschiede zwischen den Profilen einzelner Proben hervorheben und Intensitätsvarianzen, und die damit einhergehende Präsenz oder Abwesenheit von Profilen, zwischen den Proben zu erklären (s. **Kapitel 4**).

Abbildung 6.34 zeigt die PCA der Proben beider Kampagnen. Die Hauptkomponenten 1 und 2 sind jene die den Datensatz am deutlichsten repräsentieren. Durch diese beiden Hauptkomponenten wird eine Auftrennung der OW-Proben beider Kampagnen deutlich, sowie eine Differenzierung dieser gegenüber der GW-Proben beider Kampagnen, welche sich sehr geringfügig in ihrer Intensität unterscheiden (**Abbildung 6.34**, links). Die OW-Proben der Kampagnen 1 und 2 unterscheiden sich demnach stärker voneinander als die GW-Proben der beiden Kampagnen sich voneinander unterscheiden. Bereits durch diese Analyse lassen sich 43 % der Intensitätsvariationen erklären. Ab der dritten Hauptkomponente wird eine weitere deutliche Abgrenzung der Messstelle GW 141/114-3 von den übrigen GW-Proben erkennbar, wobei alle weiteren Gruppierungen der ersten und zweiten Hauptkomponente ähnlich bleiben. Auch wird eine Auftrennung der GW 141/114-3 Probe zwischen den beiden Kampagnen deutlich, wobei das Intensitäts-Profil der Messstelle in Kampagne 2 am Stärksten von denen der übrigen Messstellen abweicht (**Abbildung 6.34**, rechts). Die erklärbare Varianz durch diese dritte Hauptkomponente ist mit 8 % deutlich geringer als die der ersten beiden Hauptkomponenten. Die Unterscheidung nach PC3 ist demnach weniger ausprägt.

Eine PCA aller Grundwasserproben beider Kampagnen bestätigt bereits nach der ersten und zweiten Hauptkomponente die deutliche Intensitäts-Varianz der Probe GW 141/114-3 zu den anderen GW-Proben, sowie eine starke Differenzierung dieser Probe in beiden Kampagnen (**Abbildung 6.35**). Die Varianz der weiteren vier GW-Proben unterscheidet sich gemessen an den ersten beiden Haupt-

échantillons ESO, ainsi qu'une forte différenciation de cet échantillon dans les deux campagnes (**Figure 6.35**). La variance des quatre autres échantillons ESO diffère très peu par rapport aux deux premières composantes principales. À partir de la troisième composante principale, l'échantillon ESO 215/064-1 (le bassin versant de ce point de mesure ESO est le plus en aval de la STEU) se distingue des autres échantillons. Une différenciation de l'échantillon ESO 215/064-1 au sein des campagnes est également perceptible. Ces deux résultats concordent avec le nombre de pics détectés, qui était le plus élevé parmi tous les échantillons ESO pour ESO 141/114-3 dans les deux campagnes, ESO 215/064-1 présentant les deuxièmes valeurs les plus élevées. Cette analyse confirme la forte différence entre l'échantillon ESO 141/114-3 et les autres échantillons. L'influence de ce point de mesure se distingue donc clairement de celle des autres échantillons. L'emplacement du point de mesure, au-dessus de la station d'épuration, peut expliquer cette observation. Cependant, les processus souterrains étant très complexes, cette étude ne peut fournir qu'une indication et non une preuve.

Identifications

Une partie des features quantifiés en mode d'ionisation positif et négatif a pu être attribuée à certaines substances grâce à une comparaison avec une base de données interne à la LUBW. Au total, 108 features ont été annotés au niveau 1 de Schymanski ou clairement identifiés à l'aide d'une norme externe sur la base de la masse exacte, des rapports isotopiques et du temps de rétention. Les substances appartiennent principalement aux groupes de substances pharmaceutiques et phytosanitaires.

Le nombre de substances identifiées corrobore les résultats des profils de pics et de l'évaluation faite en ACP. Dans les deux campagnes, la plupart des substances ont été identifiées dans les eaux usées traitées provenant du décanteur secondaire (campagne 1 : n = 68, campagne 2 : NKB n = 66, RÜB n = 55). Le nombre de substances identifiées dans les échantillons d'eaux usées prélevés en aval de la station d'épuration a également légèrement augmenté par rapport aux échantillons prélevés en amont, le nombre de substances étant plus élevé lors de la première campagne (probablement en raison de la dilution plus importante lors de la campagne 2). De plus, les deux campagnes ont montré que les eaux de surface étaient déjà polluées par un nombre élevé de substances en amont de la STEU. Le nombre de substances et le profil de pollution des échantillons ESU dans les deux campagnes expliquent donc la séparation nette de ces échantillons dans les analyses PCA (**Figure 6.34**).

Au cours de la première campagne, sept substances ont été quantifiées dans la STEU et dans les eaux de surface ou souterraines en aval : l'amisulpride, l'iopromide, l'O,N/N,N-didesméthylvenlafaxine, le triméthoprime, la phénazone, l'oxyde de triphénylphosphine et la primidone. Onze substances (la dronédarone, le bisoprolol, la clarithromycine, l'irbésartan,

komponenten minimal. Ab der dritten Hauptkomponente trennt sich die Probe GW 215/064-1 (Einzugsgebiet dieser GW-Messstelle liegt am weitesten flussabwärts der KLA) von den anderen Proben. Auch ist eine Differenzierung der Probe GW 215/064-1 innerhalb der Kampagnen erkennbar. Beide Ergebnisse sind konsistent mit der detektierten Peak-Anzahl, welche unter allen GW-Proben für GW 141/114-3 in beiden Kampagnen am höchsten war, GW 215/064-1 wies die zweithöchsten Werte auf. Es bestätigt sich in dieser Analyse der starke Unterschied der Probe GW 141/114-3 zu den übrigen Proben. Die Beeinflussung dieser Messstelle ist demnach deutlich von denen der anderen Proben zu unterscheiden. Die Lage der Messstelle oberhalb der Kläranlage kann eine Begründung für diese Beobachtung liefern. Da die unterirdischen Prozesse jedoch sehr komplex sind, kann diese Untersuchung lediglich einen Hinweis aber keinen Beweis liefern.

Identifizierungen

Ein Teil der detektierten Profile im positiven und negativen Messmodus konnte über einen Abgleich mit einer LUBW-internen Standardliste bestimmten Subtanzen zugeordnet werden. Insgesamt wurden 108 Profile entweder auf das Schymanski-Level 1 annotiert oder über einen externen Standard anhand der exakten Masse, der Isotopenverhältnisse und der Retentionszeit eindeutig identifiziert. Die Substanzen gehören überwiegend zu den Stoffgruppen der Pharmazeutika und Pflanzenschutzmittel.

Die Anzahl der identifizierten Stoffe stützt die Ergebnisse der Peak-Profile und der PCA-Auswertung. In beiden Kampagnen wurden im geklärten Abwasser aus dem NKB die meisten Substanzen identifiziert (Kampagne 1: n = 68, Kampagne 2: NKB n = 66, RÜB n = 55). Ebenfalls erhöhte sich die Anzahl der identifizierten Substanzen in den OW-Proben flussabwärts der KLA im Vergleich zu den OW-Proben flussaufwärts der KLA leicht, wobei die Anzahl der Substanzen in der ersten Kampagne höher lag (vermutlich aufgrund der höheren Verdünnung in Kampagne 2). Zudem zeigte sich in beiden Kampagnen, dass das Oberflächengewässer bereits oberhalb der KLA durch eine hohe Anzahl an Substanzen belastet war. Die Stoff-Anzahl sowie das Belastungsmuster der OW-Proben in beiden Kampagnen erklären demnach die deutliche Abtrennung dieser Proben in den PCA-Analysen (**Abbildung 6.34**).

In der ersten Kampagne wurden sieben Substanzen: Amisulprid, Iopromid, O,N/N,N-Didesmethylvenlafaxin, Trimethoprim, Phenazon, Triphenylphosphinoxid und Primidon, in der KLA und im unterstromigen Oberflächengewässer oder Grundwasser nachgewiesen. Elf Substanzen; Dronedaron, Bisoprolol, Clarithromycin, Irbesartan, Phenazon, Aliskiren, Azithromycin, Clotrimazol, Primidon, Triphenylphosphinoxid und N4-acetylsulfamethoxazol, wurden in der zweiten Kampagne in der KLA, also im NKB oder RÜB, und in nachfolgenden OW- oder GW-Proben identifiziert und deuten somit auf einen möglichen Einfluss der KLA

la phénazone, l'aliskirène, l'azithromycine, le clotrimazole, la primidone, l'oxyde de triphénylphosphine et l'acéthylsulfaméthoxazole) ont été identifiées lors de la deuxième campagne dans la STEU, c'est-à-dire dans le décanteur secondaire ou le bassin de rétention des eaux de pluie, et dans les échantillons ESU ou ESO suivants. Ces résultats indiquent une influence possible de la STEU ou des eaux usées sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines.

Les substances identifiées aux points de mesure des eaux souterraines présentent également un schéma similaire à celui déjà observé dans l'ACP (voir également **Figure 6.34**). Le point ESO 141/114-3 était le plus pollué lors de la campagne 1 avec 15 substances, dont neuf n'étaient présentes dans aucun autre échantillon d'eau souterraine. Les 15 substances quantifiées appartiennent aux familles des substances pharmaceutiques et des pesticides, ce qui les distingue nettement des autres points de mesure des eaux souterraines, où d'autres groupes de substances (édulcorants et produits chimiques industriels) ont été identifiés. Au cours de la campagne 2, cette pollution a fortement diminué pour se limiter à une seule substance identifiée. Le point ESO 215/064-1 présente le deuxième nombre le plus élevé de substances identifiées lors des deux campagnes. Il affiche un profil de substances très différent des autres points ESO. Le profil de pollution a également été influencé au cours des campagnes. La distance entre ESO 215/064-1 et la STEU est la plus marquée et, compte tenu des différentes substances quantifiées, on peut supposer que ce point de mesure est impacté par d'autres sources de pollution. Pour les autres points de mesure ESO 287/114-3, ESO 132/114-2 et ESO 9901/114-4 situés en aval de la STEU, certains polluants étaient déjà présents dans les eaux de surface en amont de la STEU, mais d'autres n'ont pu être quantifiés que dans la STEU et sur les points de mesure en aval.

En outre, peu de substances susceptibles d'être introduites par des sources diffuses supplémentaires (eaux usées non traitées provenant des canalisations endommagées) ont été identifiées. Une influence directe des STEU sur la qualité des eaux souterraines est donc possible mais elle ne peut être prouvée dans le cadre de ces études.

Dans l'ensemble, les résultats indiquent que les rejets d'eaux usées ne constituent pas une source dominante de pollution des eaux souterraines pendant la période d'observation. Les apports diffus, les conditions spécifiques au site et les processus d'échange hydrologique semblent davantage expliquer l'état des eaux souterraines. Notons également qu'aucune concentration n'a été déterminée ici et que les résultats doivent donc être considérés comme provisoires.

oder von Abwasser auf die Wasserqualität im Oberflächengewässer und im Grundwasser hin.

Die identifizierten Substanzen an den Grundwassermessstellen unterschieden sich ebenfalls in einem Muster, welches bereits in der PCA deutlich wurde (siehe auch **Abbildung 6.34**). Die Messstelle GW 141/114-3 war in Kampagne 1 mit 15 Substanzen am stärksten belastet, neun dieser Stoffe fanden sich in keiner anderen GW-Probe wieder. Die 15 nachgewiesenen Substanzen wurden ausschließlich den Stoffgruppen der Pharmazeutika und Pflanzenschutzmittel zugeordnet und unterscheidet sich damit deutlich zu den weiteren GW-Messstellen, an welchen weitere Stoffgruppen der Süßstoffe und Industriechemikalien identifiziert wurden. In Kampagne 2 reduzierte sich diese Belastung sehr stark zu nur einer identifizierten Substanz. GW 215/064-1 zeigte in beiden Kampagnen die zweithöchste Anzahl an identifizierten Substanzen und wies ein sich stark von den weiteren GW-Messstellen unterscheidendes Stoffmuster auf. Auch wurde das Belastungsmuster innerhalb der Kampagnen beeinflusst. Der Abstand von GW 215/064-1 zu der KLA ist am größten und anhand der unterschiedlichen nachgewiesenen Stoffe ist anzunehmen, dass diese Messstelle durch weitere Verschmutzungsquellen belastet wird. Die Stoffbelastungen der weiteren Messstellen GW 287/114-3, GW 132/114-2 und GW 9901/114-4 unterstromig der KLA konnten zum Teil bereits im Oberflächengewässer oberhalb der KLA identifiziert werden, teils jedoch auch erst in der KLA und unterstromigen Messstellen nachgewiesen werden.

Weiter wurden wenige Stoffe identifiziert welche durch zusätzliche diffuse Quellen, wie ungereinigtes Abwasser aus beschädigten Kanalnetzwerken, eingetragen werden könnten. Somit ist ein direkter Einfluss der KLA auf die Grundwasserqualität möglich, dieser kann aber in diesen Untersuchungen nicht bewiesen werden.

Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die Abwassereinleitungen im Beobachtungszeitraum keine dominante Quelle für die Grundwasserbelastung darstellen. Vielmehr scheinen diffuse Einträge, standortspezifische Bedingungen und hydrologische Austauschprozesse eine wesentliche Rolle zu spielen. Es ist weiterhin zu beachten, dass hier keine Konzentrationen bestimmt wurden, und die Befunde daher als vorläufig zu betrachten sind.

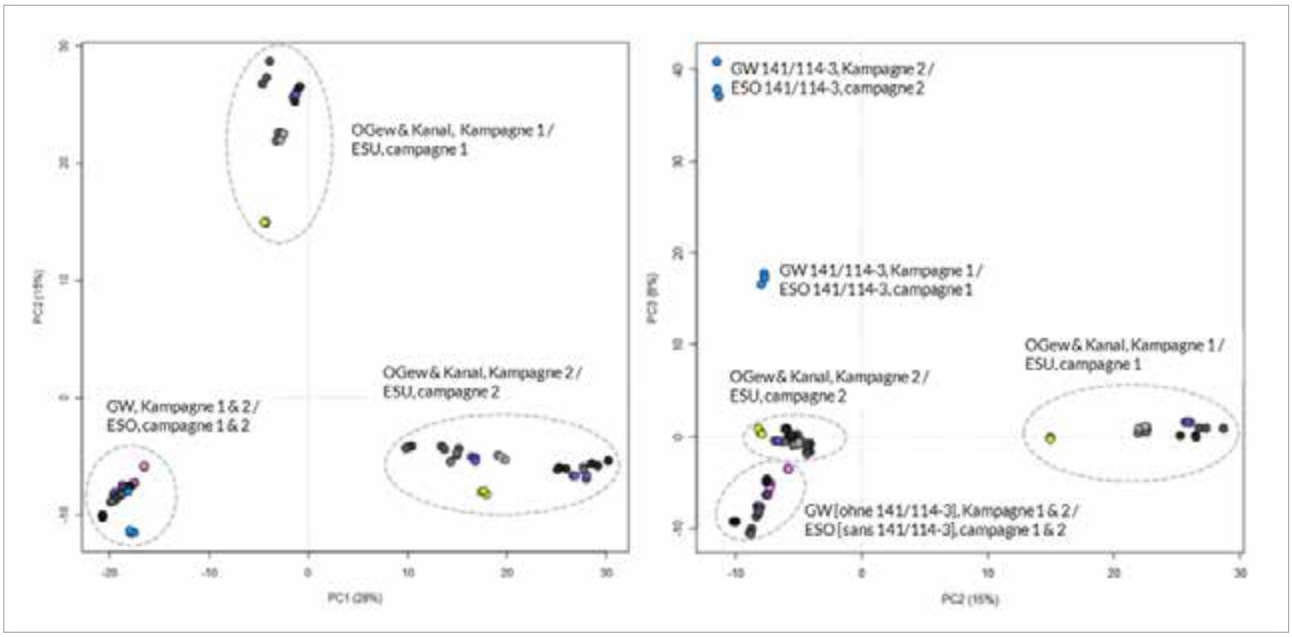


Figure 6.34 : Analyse en composantes principales (ACP) de tous les échantillons (à l'exception du décanteur secondaire et du bassin de rétention des eaux de pluies) dans les deux campagnes en mode d'ionisation positif. Les graphiques représentent les scores des première et deuxième (à gauche) ainsi que des deuxième et troisième (à droite) composantes principales des intensités de profil

Abbildung 6.34: Hauptkomponentenanalyse (PCA) aller Proben (ausgenommen NKB und RÜB) in beiden Kampagnen im positiven Messmodus. Dargestellt sind die Score-Plots der ersten und zweiten (links) sowie zweiten und dritten (rechts) Hauptkomponenten der Profil-Intensitäten

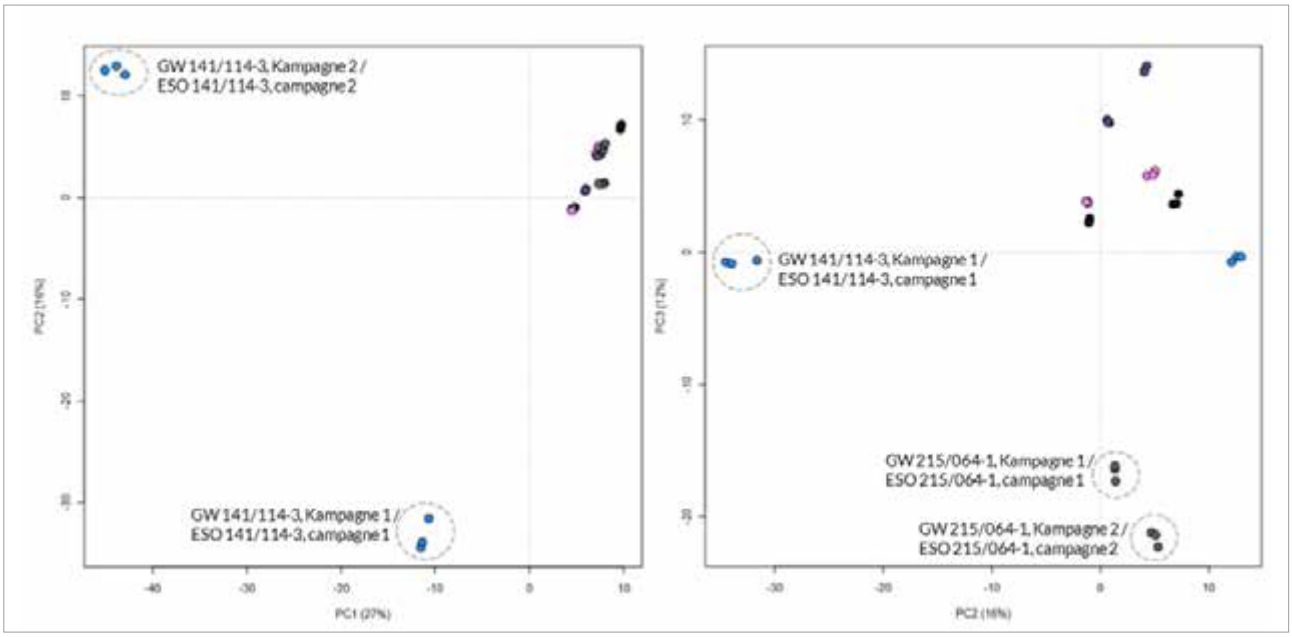


Figure 6.35 : Analyse en composantes principales (ACP) des échantillons d'eau souterraine prélevés lors des deux campagnes en mode d'ionisation positif. Les graphiques représentent les scores des première et deuxième (à gauche) ainsi que des deuxième et troisième (à droite) composantes principales des intensités de profil

Abbildung 6.35: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Grundwasser-Proben in beiden Kampagnen im positiven Messmodus. Dargestellt sind die Score-Plots der ersten und zweiten (links) sowie zweiten und dritten (rechts) Hauptkomponenten der Profil-Intensitäten

6.5.5. Conclusion

L'étude menée sur la Kinzig visait à évaluer les effets des rejets de la station d'épuration intercommunale d'Offenbourg sur la qualité des eaux de surface et de l'aquifère adjacent. L'analyse a porté en particulier sur les épisodes de fortes pluies, car ceux-ci peuvent entraîner à la fois des débordements du bassin d'orage et donc des rejets directs d'eaux usées non traitées, et une intensification des échanges entre la rivière et les eaux souterraines. Les deux campagnes de mesure réalisées montrent clairement combien l'approche combinée (analyses ciblées classiques et analyses non ciblées (NTS)) est utile pour comprendre ces situations de pollution complexes.

L'analyse ciblée fournit des concentrations précises de substances individuelles définies. Elle montre que des indicateurs typiques des eaux usées tels que l'acésulfame, la saccharine ou l'acide amidotrizoïque sont présents aussi bien dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines et qu'ils sont issus des rejets de la station d'épuration ou présentent des valeurs élevées provenant d'autres sources inconnues. Elle indique également que d'autres sources de pollution, telles que la zone urbaine d'Offenbourg, d'autres bassins de rétention des eaux pluviales ou des apports diffus, contribuent de manière significative à la pollution globale. En particulier lors de la deuxième campagne, pendant les fortes précipitations, les profils des substances changent considérablement, ce qui souligne la dynamique des processus hydrologiques et leur influence sur les apports de substances.

Le NTS confirme ces modèles issus de l'analyse ciblée, en les élargissant considérablement. L'analyse du nombre et de l'intensité des pics montre une distinction claire entre les eaux de surface et les eaux souterraines, entre les échantillons prélevés avant et après la station d'épuration. Elle fait aussi apparaître des différences entre les campagnes de mesure. Les résultats de l'ACP mettent en évidence les différences entre les modèles de substances et pointent les points de mesure particulièrement variables tels que ESO 141/114-3 et ESO 215/064-1. L'identification de plus de 100 composés, dont principalement des substances pharmaceutiques et des pesticides, prouve que le NTS dresse un tableau beaucoup plus complet de la pollution chimique que l'analyse ciblée seule. En outre, le NTS permet de détecter plusieurs substances qui apparaissent exclusivement dans la station d'épuration et dans les échantillons en aval. Elle pointe ainsi des influences de la station d'épuration qui n'apparaissent que partiellement dans l'analyse ciblée.

Il ressort également clairement que les rejets d'eaux usées ne constituent pas la source dominante de pollution des eaux souterraines pendant la période d'observation. Les résultats suggèrent plutôt une interaction entre apports diffus, conditions spécifiques au site et processus d'échange hydrologique.

De même, la différenciation claire des profils de substances qui résulte de l'analyse ciblée et de l'analyse NTS, montre qu'un

6.5.5. Schlussfolgerung

Die Untersuchung an der Kinzig hatte zum Ziel, die Auswirkungen der Einleitungen aus der Verbandskläranlage Offenburg auf die Wasserqualität des Oberflächengewässers und des angrenzenden Grundwasserleiters zu bewerten. Dabei standen insbesondere Starkregenereignisse im Fokus, da sie sowohl zu Überläufen des Regenüberlaufbeckens und damit zu direkten Einträgen von unbehandeltem Abwasser als auch zu verstärkten Austauschprozessen zwischen Fluss und Grundwasser führen können. Die beiden durchgeführten Messkampagnen zeigen deutlich, wie wertvoll die Kombination aus klassischer gezielter Analytik und nicht-gezieltem Screening (NTS) für das Verständnis solcher komplexen Belastungssituationen ist.

Die gezielte Analyse liefert genaue Konzentrationen definierter Einzelstoffe und zeigt, dass typische Abwasserindikatoren wie Acesulfam, Saccharin oder Amidotrizoesäure sowohl im Oberflächengewässer als auch im Grundwasser auftreten und unterhalb der Kläranlage teilweise durch die Kläranlage eingetragen werden oder erhöhte Werte aus weiteren unbekannten Quellen ausweisen. Gleichzeitig wird sichtbar, dass andere Eintragsquellen, wie etwa das Stadtgebiet Offenburg, weitere Regenüberlaufbecken oder diffuse Einträge, maßgeblich zur Gesamtbelastung beitragen. Besonders in der zweiten Kampagne, während des Starkregenereignisses, verändern sich die Stoffprofile deutlich, was die Dynamik hydrologischer Prozesse und deren Einfluss auf Stoffeinträge unterstreicht.

Das NTS bestätigt diese Muster aus der gezielten Analytik, erweitert sie jedoch erheblich. Die Analyse von Peak-Anzahlen und Peak-Intensitäten zeigt eine klare Abgrenzung zwischen Oberflächen- und Grundwasser, zwischen Proben vor und nach der Kläranlage sowie Unterschiede zwischen den Untersuchungskampagnen. Die PCA-Ergebnisse verdeutlichen Unterschiede der Stoffmuster und identifizieren Messstellen wie GW 141/114-3 und GW 215/064-1 als besonders variabel. Die Identifizierung von über 100 Substanzen, darunter überwiegend Pharmazeutika und Pflanzenschutzmittel, zeigt, dass NTS ein wesentlich umfassenderes Bild der chemischen Belastung liefert als die gezielte Analyse allein. Zudem lassen sich mit NTS mehrere Substanzen nachweisen, die ausschließlich in der Kläranlage und in nachfolgenden Proben auftreten und damit auf Einflüsse der Kläranlage hinweisen, die in der gezielten Analyse nur teilweise sichtbar werden.

Gleichzeitig wird deutlich, dass die Abwassereinleitungen im Beobachtungszeitraum keine dominante Quelle für die Grundwasserbelastung darstellen. Vielmehr sprechen die Ergebnisse für ein Zusammenspiel aus diffusen Einträgen, standortspezifischen Bedingungen und hydrologischen Austauschprozessen.

Ebenfalls wird, durch die eindeutige Differenzierung der Stoffprofile in sowohl der gezielten Analyse als auch NTS-Analyse, ein möglicher Austausch der Stoffprofile

éventuel échange des profils de substances entre les cours d'eau et les eaux souterraines pendant la période d'étude n'est pas une explication pertinente des pollutions respectives.

La combinaison des deux méthodes permet de saisir ces relations complexes. Alors que l'analyse ciblée fournit des données de concentration fiables, l'analyse NTS rend visible la diversité chimique, les modèles spatiaux et les changements temporels, offrant ainsi un outil puissant pour l'identification des sources de contamination et la reconnaissance des modèles.

Les recherches menées dans le site pilote de la Kinzig constituent une base précieuse pour des études plus approfondies. À l'avenir, il serait notamment intéressant d'étudier de manière plus détaillée le rôle de certains points de mesure des eaux souterraines tels que ESO 141/114-3 et d'évaluer les effets des fortes pluies sur la capacité d'épuration de la station de traitement des eaux usées ainsi que les processus d'échange entre le fleuve et les eaux souterraines. Dans l'ensemble, l'étude montre que le NTS est un outil efficace pour la surveillance moderne des eaux et qu'il élargit considérablement la pertinence des analyses ciblées classiques.

zwischen dem Fließgewässer und dem Grundwasser in dem Zeitraum der Untersuchungen als von geringer Relevanz für die jeweiligen Stoffbelastungen eingestuft.

Die Kombination beider Methoden ermöglicht es, diese komplexen Zusammenhänge zu erfassen. Während die gezielte Analytik belastbare Konzentrationsdaten liefert, macht NTS die chemische Vielfalt, räumliche Muster und zeitliche Veränderungen sichtbar und bietet damit ein leistungsfähiges Instrument zur Quellzuordnung und Mustererkennung.

Die Untersuchungen im Pilotgebiet Kinzig bilden eine wichtige Grundlage für weiterführende Studien. Insbesondere die Rolle einzelner Grundwassermessstellen wie GW 141/114-3, die Auswirkungen von Starkregen auf die Reinigungsleistung der Kläranlage sowie die Austauschprozesse zwischen Fluss und Grundwasser könnten künftig vertieft untersucht werden. Insgesamt zeigt die Studie, dass NTS ein praktisches Werkzeug für ein modernes Gewässermonitoring darstellt und die Aussagekraft klassischer gezielter Analytik deutlich erweitert.

6.6.
Site pilote du Landgraben

6.6.1.
Stratégie de mesure mise en œuvre

Prélèvement d'échantillons

Les quatre points de mesure (Chapitre 3.2.1) ont été analysés à deux moments différents : le premier prélèvement a eu lieu le 8 août 2023, le second le 11 septembre 2023. Les conditions météorologiques et le débit naturel étaient comparables à ces deux dates : le temps était sec et les prélèvements se sont étalés sur une période sèche de plusieurs semaines.

Cependant, les travaux en cours dans la station d'épuration au moment du premier prélèvement ont limité le débit d'eau.

Les échantillons ont été prélevés dans les eaux souterraines après avoir pompé suffisamment longtemps le jet d'eau courante du point de mesure. Les échantillons provenant de la sortie de la station d'épuration et du fossé ont été prélevés à l'aide d'une louche. Les échantillons destinés aux analyses ciblées ont été placés dans les flacons appropriés, conformément aux instructions des laboratoires d'analyse. Ceux destinés aux analyses NTS ont été placés dans des flacons en verre brun pyrolysés.

Tous les échantillons ont été conservés à 4 °C jusqu'à leur analyse.

Préparation des échantillons

Les deux échantillons prélevés à la sortie de la station d'épuration de Grünstadt ont été dilués cinq fois avec de l'eau ultra-pure avant la mesure. 20 µL d'un mélange d'étalons internes marqués par des isotopes ont été ajoutés à chaque échantillon. La préparation des échantillons a ensuite été effectuée conformément au protocole du cadre technique commun du projet ERMES-ii (**chapitre 4**).

Analyses

50 µL des extraits obtenus ont été injectés pour la mesure. Les mesures ont été effectuées à l'aide d'un système HPLC-HRMS (colonne HPLC : Zorbax Eclipse Plus C18, 2,1 mm x 150 mm, 3,5 µm d'Agilent Technologies ; système HPLC : Agilent Infinity 1290 ; système HRMS : QTOF, TripleTOF 6600 de Sciex) en mode « Full Scan » avec des expériences MS^2 supplémentaires. De l'eau ultra-pure et de l'acétonitrile mélangé à 0,1 % d'acide formique ont été utilisés comme éluants et le débit de travail était de 0,3 mL/min. Les mesures MS ont été effectuées dans une plage de masse de 100 à 2000 Da en mode d'ionisation par électrospray positif et négatif (ESI+ et ESI-). Tous les échantillons ont été mesurés en triplicat. De l'eau ultra-pure, qui avait subi la

6.6.
Pilotgebiet Landgraben

6.6.1.
Messstrategie

Probenahme

Alle vier Messstellen (vgl. Kapitel 3.2.1) wurden an je zwei unterschiedlichen Zeitpunkten beprobt. Die erste Probenahme fand am 8. August 2023, die zweite am 11. September 2023 statt. Die Wetterbedingungen und der natürliche Abfluss an beiden Tagen waren vergleichbar: Das Wetter war trocken und die Probenahmetermine lagen in einer Trockenperiode von mehreren Wochen. Während der ersten Probenahme wurden jedoch Bauarbeiten an der Kläranlage ausgeführt, weshalb der Durchfluss der Kläranlage eingeschränkt war.

Die Proben wurden aus der Grundwassermessstelle nach vorherigem ausreichend langem Abpumpen der Messstelle aus dem fließenden Wasserstrahl entnommen. Die Proben aus dem Kläranlagenauslauf sowie aus dem Landgraben wurden als Schöpfproben entnommen.

Die Proben für die Target-Analysen wurden nach den Vorgaben der analysierenden Labore in die entsprechenden Probenflaschen abgefüllt.

Die Proben für die NTS-Analysen wurden in pyrolysierte Braunglasflaschen abgefüllt.

Alle Proben wurden bis zur Analyse bei 4°C gelagert.

Probenvorbereitung

Die zwei Proben aus dem Auslauf der Kläranlage Grünstadt wurden vor der Messung fünffach mit ultrareinem Wasser verdünnt. 20 µL einer isotopenmarkierten internen Standard-Mischung wurden zu jeder Probe hinzugegeben. Die Zusammensetzung des Standards kann beim Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz angefragt werden. Die Probenvorbereitung erfolgte im Anschluss gemäß dem Protokoll des gemeinsamen technischen Rahmens des Projekts ERMES-ii (**Kapitel 4**).

Analytik

Jeweils 50 µL der gewonnenen Extrakte wurden für die Messung injiziert. Die Messungen erfolgten mittels HPLC-HRMS (HPLC Säule: Zorbax Eclipse Plus C18, 2.1 mm x 150 mm, 3.5 µm von Agilent Technologies; HPLC System: Agilent Infinity 1290; HRMS System: QTOF, TripleTOF 6600 von Sciex) im „Full Scan"-Modus mit zusätzlichen MS^2 Experimenten. Als Eluenten wurden ultrareines Wasser und Acetonitril versetzt mit 0,1 % Ameisensäure verwendet und mit einer Flussrate von 0,3 mL/min gearbeitet. MS Messungen wurden in einem Massenbereich von 100–2000 Da in positivem und negativem Elektrospray-Ionisations-Modus (ESI+ und ESI-)

même préparation que les échantillons, a été mesurée pour la correction à blanc.

De plus amples détails sur les analyses peuvent être obtenus auprès de l'Office régional de l'environnement de Rhénanie-Palatinat.

6.6.2. Analyse des données NTS

Les données générées ont été comparées à des bases de données afin d'identifier tous les signaux détectés et les substances candidates. Pour analyser tous les features, une extraction des signaux détectés (« peak picking ») a été effectuée à l'aide du logiciel « Markerview » (version 1.3.1). Les signaux également mesurés dans le blanc correspondant ont été exclus. De plus, une correction a été effectuée entre réplicats, de sorte que seuls les signaux détectés dans les triplicats ont été pris en compte pour les analyses ultérieures.

Pour classer les substances par comparaison avec des bases de données, les signaux détectés ont été extraits à l'aide du logiciel SciexOS Q (version 2.2). Ces signaux ont ensuite été comparés à des bases de données à l'aide du rapport masse/charge (m/z) et des spectres MS2. Les bases de données du fabricant « Sciex All-In-One HR-MS/MS Library Version 2.0 » et « NIST 2017 Library Bundle » ont été utilisées, elles contiennent les spectres HR-MS/MS de plus de 3 870 substances et les spectres MS/MS de plus de 13 800 substances. L'identification d'une substance à partir de la base de données nécessite une correspondance entre le spectre MS^2 mesuré et le spectre de la base de données de plus de 70 points sur 100. En outre, les substances doivent être attribuées dans au moins deux réplicats du triplicats. Les niveaux de confiance de toutes les substances identifiées dans tous les échantillons correspondent ainsi au niveau d'identification 2a selon Schymanski et al. (2014). Une identification claire des substances n'est possible qu'en mesurant des étalons de référence, ce qui n'a pas été fait dans le cadre de cette étude. Toutes les données mesurées ont été téléchargées sur la plateforme NORMAN Digital Sample Freezing Platform (dsfp.norman-data.eu) selon un protocole prédéfini.

Afin de comparer les profils de pollution des différents points de mesure, ceux-ci ont été comparés en fonction du nombre de features et de leur intensité totale.

Afin d'évaluer l'influence de la station d'épuration sur le fossé derrière elle et sur le point de mesure ESO, les features trouvés sur chaque point de mesure ont été classés en trois catégories indiquant l'origine des substances :

- features déjà mesurés dans le fossé avant la station d'épuration et décrivant donc la pollution de fond des eaux de surface ;
- features détectés à la sortie de la station d'épuration, mais pas auparavant dans le fossé, et qui proviennent donc très probablement de la station d'épuration ;

durchgeführt. Alle Proben wurden in Triplikaten gemessen. Ultrareines Wasser, das dieselbe Probenvorbereitung durchlaufen hatte wie die Proben, wurde zur Blank-Korrektur gemessen.

Weitere Details zur Analytik können beim Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz angefragt werden.

6.6.2. Analyse der NTS-Daten

Die generierten Daten wurden im Hinblick auf alle erkannten Signale sowie auf die vorgeschlagenen Substanzen durch Datenbankvergleich analysiert. Zur Analyse aller Merkmale wurde eine Extraktion der detektierten Signale („Peak Picking“) mit der Software „Markerview“ (Version 1.3.1) durchgeführt. Signale, die auch im entsprechenden Blank gemessen wurden, wurden ausgeschlossen. Zusätzlich wurde eine Triplikatkorrektur durchgeführt, sodass nur Signale, die in allen drei Triplikaten detektiert wurden, für die weiteren Analysen berücksichtigt wurden.

Für die Zuordnung von Substanzen durch Datenbankvergleich wurden die detektierten Signale mit der Software SciexOS Q (Version 2.2) extrahiert. Diese Signale wurden dann anhand des Masse-Ladungs-Verhältnisses (m/z) und der MS^2-Spektren mit Datenbanken verglichen. Für den Datenbankvergleich wurden die Herstellerdatenbanken „Sciex All-In-One HR-MS/MS Library Version 2.0“ mit dem „NIST 2017 Library Bundle“ verwendet, die HR-MS/MS-Spektren für mehr als 3.870 Substanzen und MS/MS-Spektren für mehr als 13.800 Substanzen enthalten. Die Zuordnung von Stoffen zu Datenbankeinträgen erfordert eine Übereinstimmung zwischen dem gemessenen MS^2-Spektrum und dem Datenbankspektrum von mehr als 70 von 100 Punkten. Außerdem müssen die Stoffe in mindestens zwei von drei Replikaten zugeordnet werden. Die Konfidenzniveaus aller zugeordneten Substanzen in allen Proben entsprechen somit dem Identifikationsniveau 2a nach Schymanski et al. (2014). Eine eindeutige Identifizierung von Substanzen ist nur durch die Messung von Referenzstandards möglich, die im Rahmen dieser Studie nicht durchgeführt wurde. Alle Messdaten wurden nach einem vorgegebenen Protokoll auf die NORMAN Digital Sample Freezing Platform (dsfp.norman-data.eu) hochgeladen.

Um die Belastungsprofile der verschiedenen Messstellen miteinander zu vergleichen, wurden die Messstellen jeweils anhand ihrer Feature-Anzahl und ihrer Gesamtintensitäten verglichen.

Um den Einfluss der Kläranlage auf den Landgraben hinter der Kläranlage sowie auf die Grundwassermessstelle zu bewerten, wurden die Features, die an den Messstellen gefunden wurden, in drei Kategorien eingeteilt, die die Herkunft der Stoffe anzeigen:

- Features, die bereits vor der Kläranlage im Landgraben gemessen wurden und daher die Hintergrundbelastung des Oberflächengewässers beschreiben.

— autres features qui n'ont été mesurées ni à la sortie de la station d'épuration ni dans le fossé en amont de la station d'épuration et qui proviennent donc nécessairement d'autres sources.

6.6.3. Résultats des analyses ciblées

Les quatre points de mesure du site pilote « Landgraben » ont été échantillonnés et analysés le 11 septembre 2023 à l'aide de méthodes d'analyse conventionnelles pour détecter 140 micropolluants organiques ainsi que du perchlorate.

Le point de mesure « Grünstadt PN 1 Landgraben » est situé dans la **zone de source du Landgraben**. Il s'agit du point de mesure le moins pollué. Ici, 17 substances dépassaient leur limite de quantification respective. Les cinq substances présentant les concentrations les plus élevées étaient le perchlorate (1,1 µg/L), le N,N-diméthylsulfamide (0,77 µg/L), la saccharine (0,32 µg/L), l'acide trifluoroacétique (0,26 µg/L) et l'acide amidotrioïque (0,24 µg/L). D'autres pesticides et leurs métabolites, des édulcorants et divers produits chimiques industriels ont également été détectés. La présence de perchlorate et de métabolites de pesticides interdits depuis plusieurs années, voire plusieurs décennies, tout comme les substances provenant des eaux usées (médicaments, édulcorants) reflète d'une part l'état des eaux souterraines s'écoulant des terres agricoles à l'ouest de Grünstadt, et d'autre part la situation dans la zone urbaine.

Dans les eaux usées traitées prélevées à la sortie de la station d'**épuration de Grünstadt**, les concentrations les plus élevées ont été mesurées pour les substances suivantes : EDTA (360 µg/L), mélamine (52 µg/L), sucralose (26 µg/L), diclofénac (4,9 µg/L) et 1H-benzotriazole (4,8 µg/L). Parmi les autres substances identifiées figuraient principalement des médicaments (et leurs métabolites), des édulcorants, des désinfectants et des produits chimiques industriels.

Les analyses ciblées effectuées dans le **Landgraben à Obersülzen** en aval du rejet des eaux usées traitées présentent de fortes similitudes avec les analyses des eaux usées traitées, tant sur la concentration totale mesurée que sur la gamme de substances et les concentrations de chaque substance. Cela s'explique par le fait que le débit du Landgraben à Obersülzen est constitué presque exclusivement des eaux usées traitées de la station d'épuration, en particulier en période de basses eaux.

La concentration totale des substances mesurées **au point de mesure ESO 1486 Dirmstein** est inférieure à celle mesurée dans le Landgraben à Obersülzen. Elle reste toutefois élevée par rapport à d'autres points ESO dans le fossé rhénan supérieur. Les cinq substances avec les concentrations les plus élevées sont l'acésulfame (4,1 µg/L), l'acide amidotriazoïque (2,0 µg/L), le perchlorate (1,1 µg/L), le N,N-diméthylsulfamide (0,78 µg/L) et la carbamazépine (0,45 µg/L). Parmi

— Features, die im Kläranlagenauslauf, aber nicht zuvor im Landgraben detektiert wurden und daher höchstwahrscheinlich aus der Kläranlage stammen.
— Weitere Features, die weder im Kläranlagenauslauf noch im Landgraben vor der Kläranlage gemessen wurden und daher aus anderen Quellen stammen müssen.

6.6.3. Ergebnisse der gezielten Analysen

Alle vier Messstellen des Pilotstandorts „Landgraben" wurden am 11. September 2023 mittels herkömmlicher Analyseverfahren auf jeweils 140 organische Spurenstoffe sowie Perchlorat beprobt und untersucht.

Die Messstelle „Grünstadt PN 1 Landgraben" liegt im **Quellbereich des Landgrabens** und war die am wenigsten belastete Messstelle. Hier wurden 17 Stoffe oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze gemessen. Die fünf Stoffe mit den höchsten Konzentrationen waren Perchlorat (1,1 µg/L), N,N-Dimethylsulfamid (0,77 µg/L), Saccharin (0,32 µg/L), Trifluoressigsäure (0,26 µg/L) und Amidotrizoesäure (0,24 µg/L). Daneben fanden sich weitere Pflanzenschutzmittel und deren Abbauprodukte, Süßstoffe und verschiedene Industriechemikalien. Die Funde von Perchlorat und Abbauprodukten von teilweise schon mehrere Jahre bis Jahrzehnte verbotenen Pflanzenschutzmitteln sowie von abwasserbürtigen Stoffen (Arzneimittel, Süßstoffe) deuten einerseits auf die Lage im Grundwasserabstrom landwirtschaftlich genutzter Flächen im Westen von Grünstadt, andererseits auf die Lage im Siedlungsbereich hin.

Im geklärten Abwasser, das am Auslauf der **Kläranlage Grünstadt** beprobt wurde, wurden in den höchsten Konzentrationen folgende Stoffe gemessen: EDTA (360 µg/L), Melamin (52 µg/L), Sucralose (26 µg/L), Diclofenac (4,9 µg/L) und 1H-Benzotriazol (4,8 µg/L). Unter den weiteren bestimmten Stoffen fanden sich hauptsächlich Arzneimittel(-Abbauprodukte), Süßstoffe, Desinfektionsmittel und Industriechemikalien.

Die Target-Analysen im **Landgraben in Obersülzen** unterhalb der Einleitung des geklärten Abwassers zeigen sowohl in der gemessenen Gesamtkonzentration als auch im Stoffspektrum sowie den Konzentrationen der Einzelstoffe große Übereinstimmung mit den Analysen des geklärten Abwassers. Dies ist dadurch erklärbar, dass der Abfluss des Landgrabens in Obersülzen insbesondere bei Niedrigwasser beinahe ausschließlich aus dem geklärten Abwasser der Kläranlage besteht.

Die Gesamtkonzentration der gemessenen Stoffe in der **Grundwassermessstelle 1486 Dirmstein** liegt niedriger als im Landgraben in Obersülzen, jedoch hoch im Vergleich mit anderen Grundwassermessstellen im Oberrheingraben. Die fünf Stoffe mit der höchsten Konzentration sind Acesulfam (4,1 µg/L), Amidotrizoesäure (2,0 µg/L), Perchlorat (1,1 µg/L), N,N-Dimethylsulfamid (0,78 µg/L), Carbamaze-

les autres substances identifiées figuraient également des médicaments (métabolites), des édulcorants et des produits chimiques industriels. Cette situation est plutôt inhabituelle pour un point de mesure d'eau souterraine dans la vallée du Rhin supérieur, mais peut s'expliquer par l'interaction entre les eaux souterraines et les eaux de surface ou par l'irrigation des terres agricoles adjacentes avec des eaux souterraines provenant d'un puits en contact hydraulique direct avec les eaux de surface. Outre les pesticides et leurs métabolites, dont la détection est caractéristique d'un point de mesure situé sur une zone d'agriculture intensive, huit substances de la famille des PFAS ont également été trouvées, avec une concentration totale de 0,46 µg/L. L'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS) présente de loin la concentration la plus élevée, avec 0,27 µg/L. Les concentrations relativement élevées de PFAS sur le point de mesure ont pu être mises en relation avec un incendie survenu dans les années 1990 (Chapitre 3.2.2).

6.6.4. Résultats des analyses NTS

Site pilote 8 août 2023

Tout d'abord, le nombre de features dans chaque échantillon est examiné. La comparaison des quatre points de mesure montre que le nombre de features dans les eaux de surface après la station d'épuration était nettement plus élevé (n = 37 134) qu'avant (n = 10 024). Cela suggère que la station d'épuration exerce une influence sur la qualité des eaux de surface. Le point ESO présente en revanche un nombre de features similaire à celui des eaux de surface en amont de la station d'épuration (**Figure 6.36**). Le fait que la station d'épuration présente un nombre de features inférieur à celui du fossé en aval de la station d'épuration s'explique par le fait que l'échantillon de la station d'épuration a été mesuré après avoir été dilué cinq fois.

En additionnant les intensités (surfaces sous les pics) de tous les features d'un échantillon, on obtient l'intensité totale de tous les features. Dans cette évaluation, les intensités de l'échantillon provenant de la station d'épuration ont été multipliées par cinq, conformément au facteur de dilution. En comparant les quatre échantillons, l'échantillon provenant de la station d'épuration (**Figure 6.37**) apparaît clairement prédominant par rapport aux eaux de surface en amont et en aval de la station d'épuration et au point de mesure ESO.

pin (0,45 µg/L). Unter den weiteren bestimmten Stoffen fanden sich ebenfalls Arzneimittel(-Abbauprodukte), Süßstoffe und Industriechemikalien. Das ist für eine Grundwassermessstelle im Oberrheingraben eher außergewöhnlich, aber auf die Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer und/oder auf die Beregnung der angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen mit Grundwasser aus einem Brunnen mit direktem hydraulischen Kontakt zum Oberflächengewässer zurückzuführen. Neben Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukten, deren Nachweis typisch für eine Messstelle in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet ist, wurden in der Messstelle auch acht Substanzen aus der Gruppe der PFAS gefunden, die eine Gesamtkonzentration von 0,46 µg/L aufweisen. Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) kommt dabei mit 0,27 µg/L in der mit Abstand höchsten Konzentration vor. Die vergleichsweise hohen PFAS-Konzentrationen in der Messstelle konnten mit einem Brandfall in den 1990er-Jahren in Zusammenhang gebracht werden (s. auch Kapitel 3.2.2).

6.6.4. Ergebnisse der NTS-Analysen

Pilotgebiet 8. August 2023

Zunächst wird die Anzahl an Features in jeder Probe betrachtet. Im Vergleich aller vier Messstandorte zeigt sich, dass die Anzahl der Feature im Oberflächengewässer nach der Kläranlage deutlich höher (37.134 Messsignale) waren als davor (10.024 Messsignale). Das spricht dafür, dass die Kläranlage einen Einfluss auf die Qualität des Oberflächengewässers hat. Die Grundwassermessstelle hingegen weist ähnliche Feature-Anzahlen auf wie das Oberflächengewässer vor der Kläranlage (**Abbildung 6.36**). Dass die Kläranlage niedrigere Feature-Anzahlen aufweist als der Landgraben nach der Kläranlage, liegt daran, dass die Kläranlagen-Probe fünffach verdünnt gemessen wurde.

Durch Aufsummierung der Intensitäten (Flächen unter den Peaks) aller Features in einer Probe erhält man die Gesamtintensität aller Features. In dieser Auswertung wurden die Intensitäten der Kläranlagenprobe entsprechend des Verdünnungsfaktors mit fünf multipliziert. Im Vergleich der vier Proben sieht man nun deutlich die Dominanz der Kläranlagenprobe (**Abbildung 6.37**) gegenüber dem Oberflächengewässer hinter und vor der Kläranlage und zur Grundwassermessstelle.

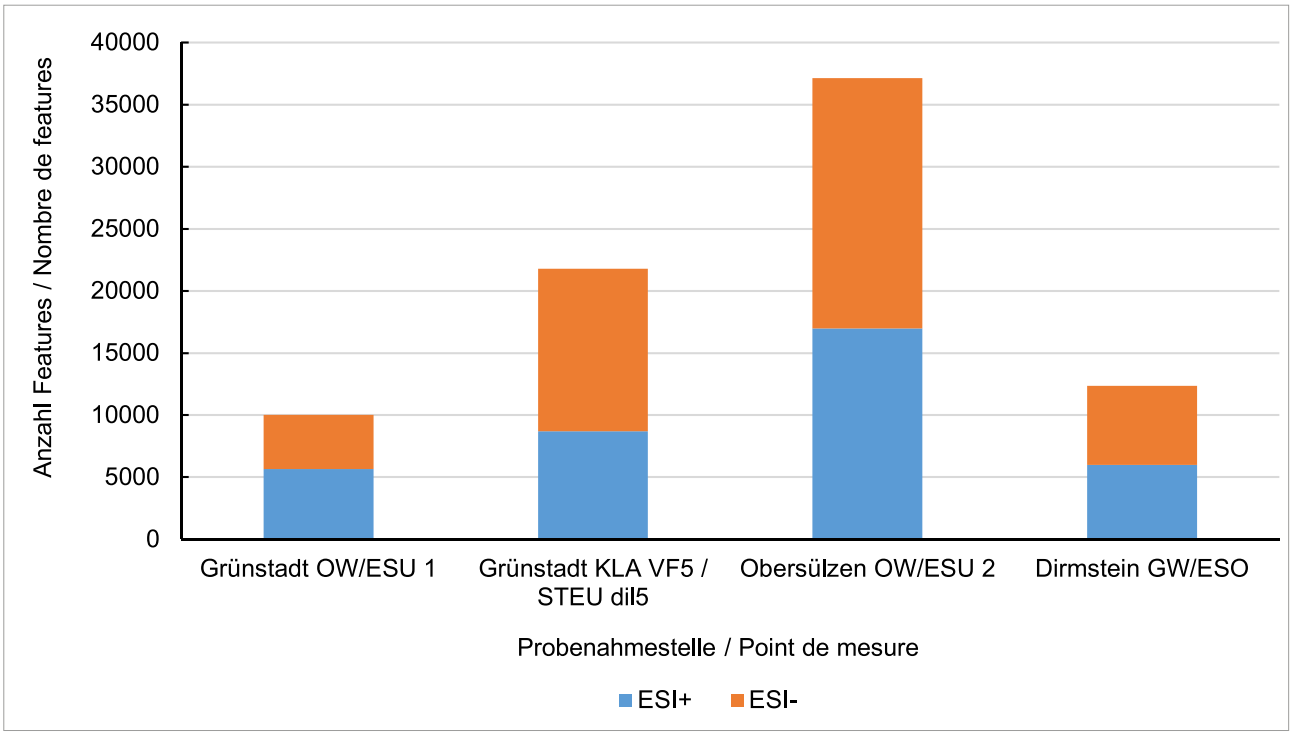


Figure 6.36 : Nombre de features dans les quatre échantillons du site pilote du 8 août 2023. Les eaux usées traitées provenant de la station d'épuration (STEU) de Grünstadt ont été diluées cinq fois (v5) avec de l'eau ultra-pure avant la mesure

Abbildung 6.36: Anzahl der Features in den vier Proben des Pilotstandorts vom 8. August 2023. Das geklärte Abwasser aus der Kläranlage (KLA) Grünstadt wurde vor der Messung mit ultrareinem Wasser fünffach verdünnt (v5)

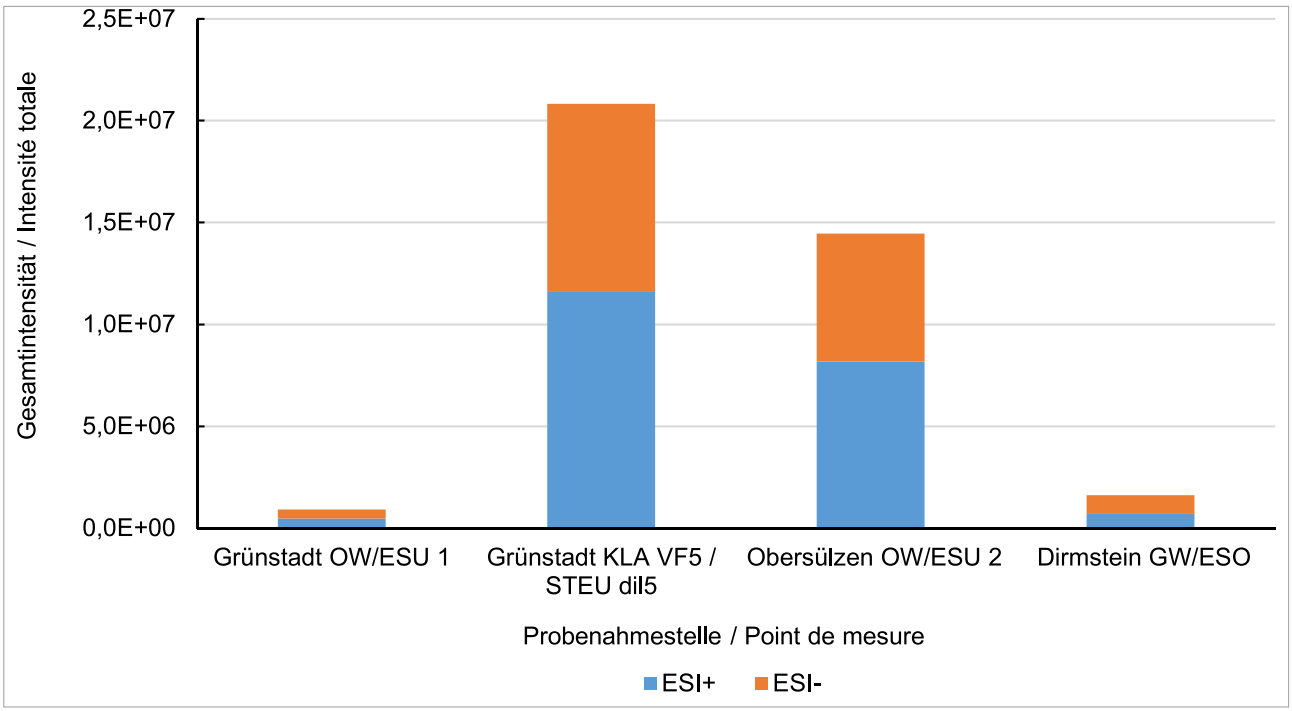


Figure 6.37 : Intensités totales dans les quatre échantillons du site pilote du 8 août 2023. L'échantillon provenant des eaux usées traitées de la station d'épuration (STEU) de Grünstadt a été dilué cinq fois avec de l'eau ultra-pure avant la mesure. Lors du calcul des intensités totales, celles-ci ont été multipliées par un facteur cinq

Abbildung 6.37: Gesamtintensitäten in den vier Proben des Pilotstandorts vom 8. August 2023. Die Probe aus dem geklärten Abwasser aus der Kläranlage (KLA) Grünstadt wurde mit ultrareinem Wasser vor der Messung fünffach verdünnt. Bei der Berechnung der Gesamtintensitäten wurden diese mit einem Faktor von fünf multipliziert

Le nombre de features ainsi que les intensités totales des échantillons montrent que le fossé Landgraben en aval de la station d'épuration est clairement influencé par les substances contenues dans les rejets de la station d'épuration.

Au niveau du point ESO, seule une faible influence du rejet de la station d'épuration a été observée, car seules quelques features et de faibles intensités globales ont pu être associés au rejet de la station d'épuration. Les eaux souterraines sont davantage influencées par la pollution de fond des eaux de surface. Cependant, la plupart des features détectés dans l'échantillon d'eau souterraine n'apparaissaient ni dans le rejet de la station d'épuration ni dans la pollution de fond des eaux de surface ; ils proviennent d'autres sources. Étant donné que le transport de substances des eaux de surface vers les eaux souterraines du point de mesure situé à 150 m du cours d'eau peut prendre plusieurs années, il est plausible que le profil de pollution mesuré à un moment donné sur un point de mesure des eaux souterraines ne corresponde pas exactement à celui du cours d'eau. En raison de ce décalage temporel, le point de mesure d'eau souterraine peut également être considéré comme une sorte d'archive des pollutions passées du cours d'eau.

Il est particulièrement intéressant, pour les features détectés dans les effluents des stations d'épuration, d'identifier les substances correspondantes afin d'étudier celles qui se retrouvent dans les eaux de surface ou même dans les eaux souterraines (**Figures 6.38** et **6.39**). Les substances identifiées sont principalement des produits pharmaceutiques. Leur présence est typique des effluents des stations d'épuration, car les substances pharmaceutiques et leurs produits de dégradation ne peuvent être retenus que difficilement, voire pas du tout, dans les stations d'épuration sans quatrième étape de traitement. La station d'épuration de Grünstadt ne dispose pas d'une quatrième étape de traitement. Les substances qui se dégradent peu ou pas du tout dans les eaux de surface et qui sont facilement solubles risquent également de se retrouver dans les eaux souterraines. Cela a déjà été démontré, par exemple, pour la carbamazépine, qui a également été détectée sur le point ESO étudié ici (Fenz et al. 2005).

Die Anzahl an Features sowie auch die Gesamtintensitäten der Proben zeigen, dass der Landgraben nach der Kläranlage deutlich von den im Kläranlagenauslauf enthaltenen Stoffen beeinflusst ist.

An der Grundwassermessstelle wurde nur ein kleiner Einfluss des Kläranlagenauslaufs beobachtet, da nur wenige Features und geringe Gesamtintensitäten mit dem Kläranlagenauslauf in Verbindung gebracht werden konnten. Das Grundwasser ist stärker von der Hintergrundbelastung des Oberflächenwassers beeinflusst. Die meisten Signale in der Grundwasserprobe wurden jedoch weder im Kläranlagenauslauf noch in der Hintergrundbelastung des Oberflächenwassers detektiert, sondern stammen aus anderen Quellen. Hierbei ist zu bedenken, dass der Stofftransport aus dem Oberflächengewässer in das Grundwasser der 150 m vom Fließgewässer entfernt liegenden Grundwassermessstelle einige Jahre benötigen kann und es daher plausibel ist, dass das zu einem bestimmten Zeitpunkt gemessene Belastungsprofil der Grundwassermessstelle nicht exakt dem des Fließgewässers entspricht. Durch die zeitliche Verzögerung kann die Grundwassermessstelle auch als eine Art Archiv für vergangene Belastungen des Fließgewässers angesehen werden.

Besonders für die Features, die im Kläranlagenauslauf detektiert wurden, ist es interessant, die zugehörigen Substanzen zu identifizieren, um zu untersuchen, welche Stoffe in das Oberflächengewässer oder sogar das Grundwasser gelangen (**Abbildung 6.38** et **6.39**). Die identifizierten Substanzen sind hauptsächlich Pharmazeutika, was typisch für Kläranlagenausläufe ist, da Pharmazeutika und deren Abbauprodukte in Kläranlagen ohne vierte Reinigungsstufe nur schlecht bis gar nicht zurückgehalten werden können. Die Kläranlage Grünstadt verfügt über keine vierte Reinigungsstufe. Substanzen, die während des Transports im Oberflächengewässer wenig oder kaum abgebaut werden und gut wasserlöslich sind, haben das Risiko, auch ins Grundwasser zu gelangen. Beispielsweise wurde das für Carbamazepin, das auch in der hier untersuchten Grundwassermessstelle gefunden wurde, bereits gezeigt (Fenz et al. 2005).

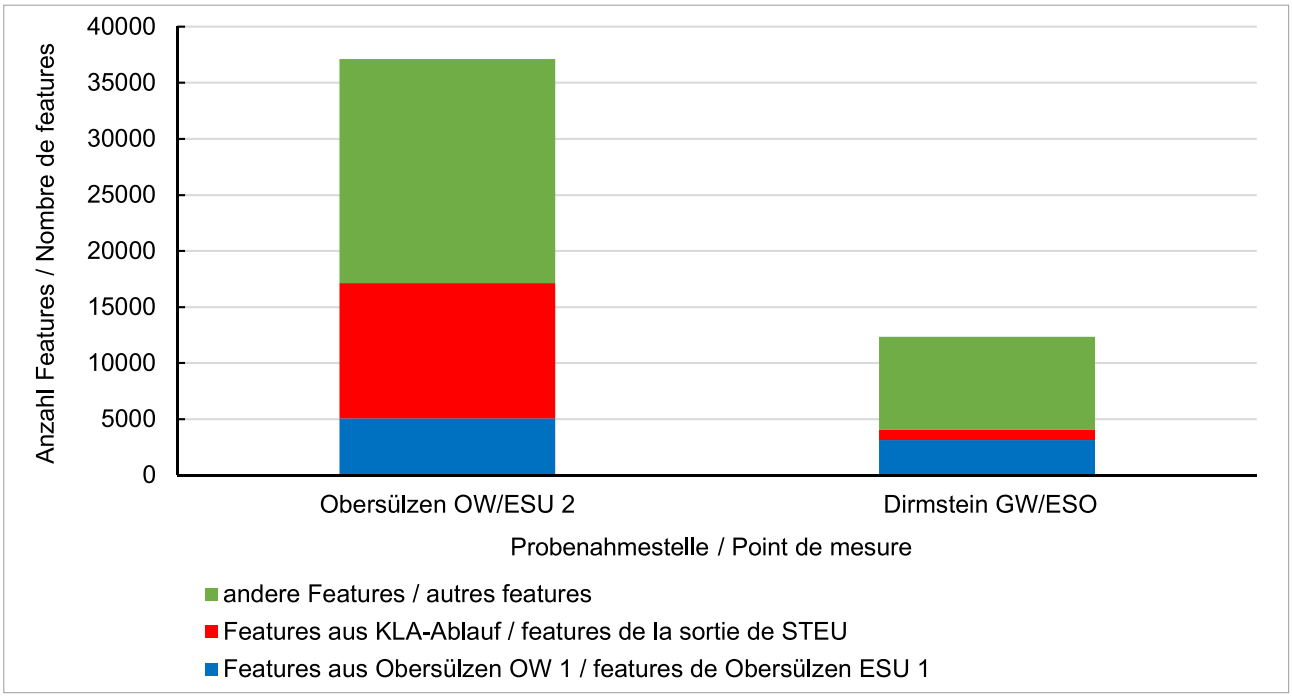


Figure 6.38 : Nombre de features dans les échantillons prélevés à Obersülzen PN2 (point ESU en aval de la station d'épuration) et à Dirmstein (point de mesure ESO) le 8 août 2023, pouvant être classés dans les catégories suivantes : pollution de fond des eaux de surface (bleu), eaux usées traitées (rouge) et autres features (vert)

Abbildung 6.38: Anzahl von Features in den Proben Obersülzen PN 2 (Oberflächengewässer hinter der Kläranlage) und Dirmstein (Grundwassermessstelle) am 8. August 2023, die den folgenden Kategorien zugeordnet werden können: Hintergrund Oberflächengewässer (blau), geklärtes Abwasser der Kläranlage (rot), andere Features (grün)

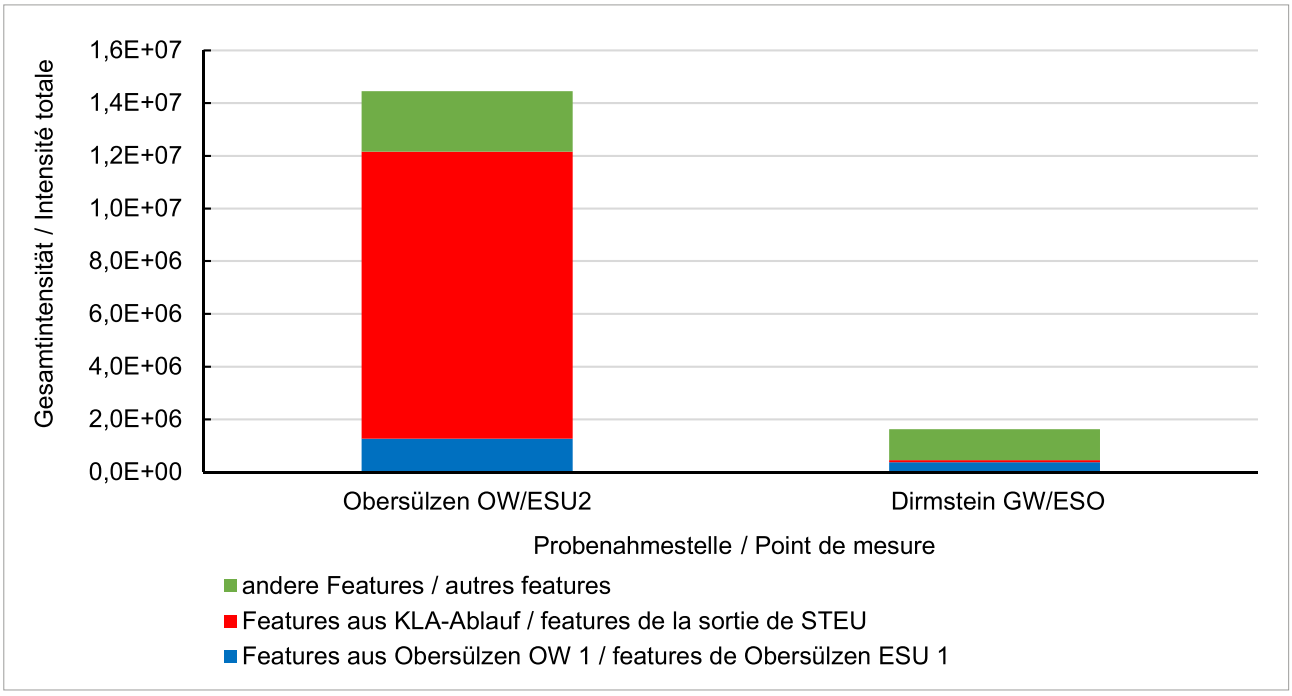


Figure 6.39 : Intensités totales des features dans les échantillons prélevés à Obersülzen PN2 (point ESU en aval de la station d'épuration) et à Dirmstein (point de mesure ESO) le 8 août 2023, pouvant être classés dans les catégories suivantes : pollution de fond des eaux de surface (bleu), eaux usées traitées (rouge) et autres features (vert)

Abbildung 6.39: Gesamtintensitäten der Features in den Proben Obersülzen PN 2 (Oberflächengewässer hinter der Kläranlage und Dirmstein (Grundwassermessstelle) am 8. August 2023, die den folgenden Kategorien zugeordnet werden können: Hintergrund Oberflächengewässer (blau), geklärtes Abwasser der Kläranlage (rot), andere Features (grün)

Site pilote 11 septembre 2023

Le deuxième échantillonnage sur le site pilote a eu lieu environ cinq semaines après le premier. Il a donné des résultats comparables. Une augmentation significative du nombre de features et de l'intensité globale a également été observée dans le Landgraben entre l'amont et l'aval de la station d'épuration (**Figures 6.40** et **6.41**).

Si l'on classe à nouveau les features dans les trois catégories définies précédemment, les résultats pour les eaux de surface en aval de la station d'épuration sont également très similaires à ceux du premier échantillonnage. Pour le point de mesure ESO, on a cependant pu constater un nombre plus élevé de features et des intensités globales correspondant à la sortie de la station d'épuration par rapport au premier échantillonnage.

Au cours des deux périodes d'échantillonnage, les conditions météorologiques étaient similaires, le débit naturel du Landgraben était donc également comparable. L'influence plus forte exercée par le rejet de la station d'épuration sur les eaux souterraines lors du deuxième prélèvement peut s'expliquer par le fait que les travaux de construction, encore en cours le 8 août 2023, se sont achevés le 11 septembre 2023. La fin de ce chantier a permis au débit de rejet de la station d'épuration de revenir à un niveau plus élevé.

Les substances qui ont pu être attribuées aux features provenant du rejet de la station d'épuration correspondent également en grande partie aux résultats du premier prélèvement (**Figures 6.42** et **6.43**). Indépendamment de la station d'épuration, les substances peuvent également être d'origine agricole. C'est le cas du fongicide penconazole, qui a été quantifié à la fois dans le rejet de la station d'épuration, dans le Landgraben situé en aval de la station d'épuration et dans les eaux souterraines. Outre la station d'épuration, les drains agricoles pourraient également constituer une voie d'apport supplémentaire, car certains d'entre eux se trouvent très probablement entre le point de rejet de la station d'épuration et le point de prélèvement dans le Landgraben en aval de la station d'épuration.

Pilotstandort 11. September 2023

Die zweite Probenahme am Pilotstandort, die etwa fünf Wochen nach der ersten Beprobung stattfand, brachte vergleichbare Ergebnisse. Es wurde ebenfalls ein deutlicher Anstieg der Feature-Anzahlen und der Gesamtintensität im Landgraben im Vergleich von vor zu nach der Kläranlage beobachtet (**Abbildung 6.40** und **6.41**).

Werden die Features wieder in die zuvor definierten drei Kategorien eingeteilt, sind die Ergebnisse für das Oberflächengewässer nach der Kläranlage ebenfalls sehr ähnlich zur ersten Beprobung. Für die Grundwassermessstelle jedoch konnten höhere Feature-Anzahlen und Gesamtintensitäten gefunden werden, die dem Kläranlagenauslauf entsprechen, als bei der ersten Beprobung.

Während der beiden Probennahmezeitpunkte herrschten ähnliche Wetterbedingungen und daher auch ein ähnlicher natürlicher Abfluss im Landgraben. Der beobachtete stärkere Einfluss des Kläranlagenauslaufs auf das Grundwasser während des zweiten Beprobungszeitpunktes kann möglicherweise darauf zurückgeführt werden, dass die Bauarbeiten, die am 8. August 2023 noch im Gange waren, am 11. September 2023 beendet waren und dadurch die Abflussrate des Kläranlagenauslaufs wieder auf höherem Niveau lief.

Die Substanzen, die den Features zugeordnet werden konnten, die dem Kläranlagenauslauf entspringen, entsprechen auch größtenteils den Ergebnissen des ersten Probennahmezeitpunkts (**Abbildung 6.42** et **6.43**). Abgesehen von der Kläranlage können die Substanzen auch landwirtschaftlichen Ursprung haben, z. B. das Fungizid Penconazol, das sowohl im Kläranlagenauslauf, im Landgraben hinter der Kläranlage als auch im Grundwasser entdeckt wurde. Ein möglicher Eintragspfad zusätzlich zu dem Weg über die Kläranlage wären landwirtschaftliche Drainagen, von denen höchst wahrscheinlich einige zwischen dem Punkt der Einleitung des Kläranlagenauslaufs und dem Probenahmepunkt im Landgraben hinter der Kläranlage liegen.

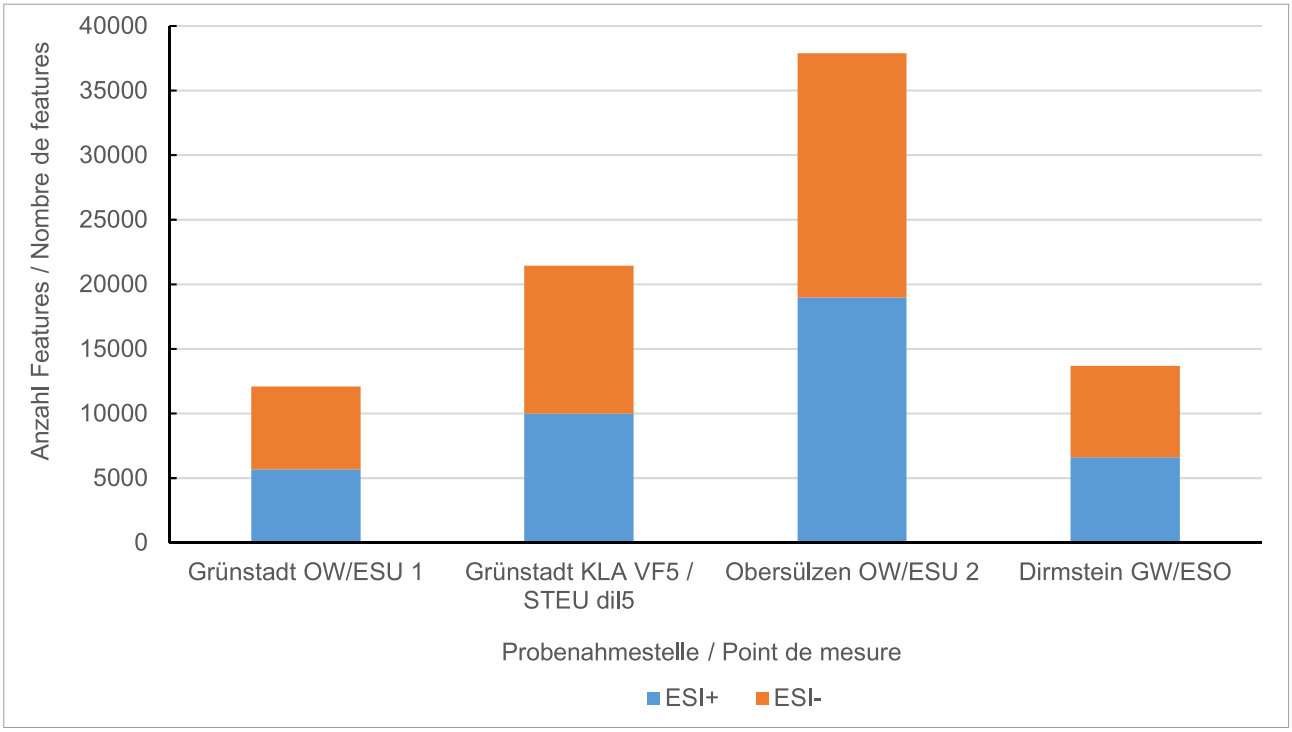


Figure 6.40 : Nombre de features dans les quatre échantillons prélevés sur le site pilote le 11 septembre 2023. Les eaux usées traitées provenant de la station d'épuration (STEU) de Grünstadt ont été diluées cinq fois (v5) avec de l'eau ultra-pure avant la mesure

Abbildung 6.40: Anzahl der Features in den vier Proben des Pilotstandorts vom 11. September 2023. Das geklärte Abwasser aus der Kläranlage (KLA) Grünstadt wurde vor der Messung mit ultrareinem Wasser fünffach verdünnt (v5)

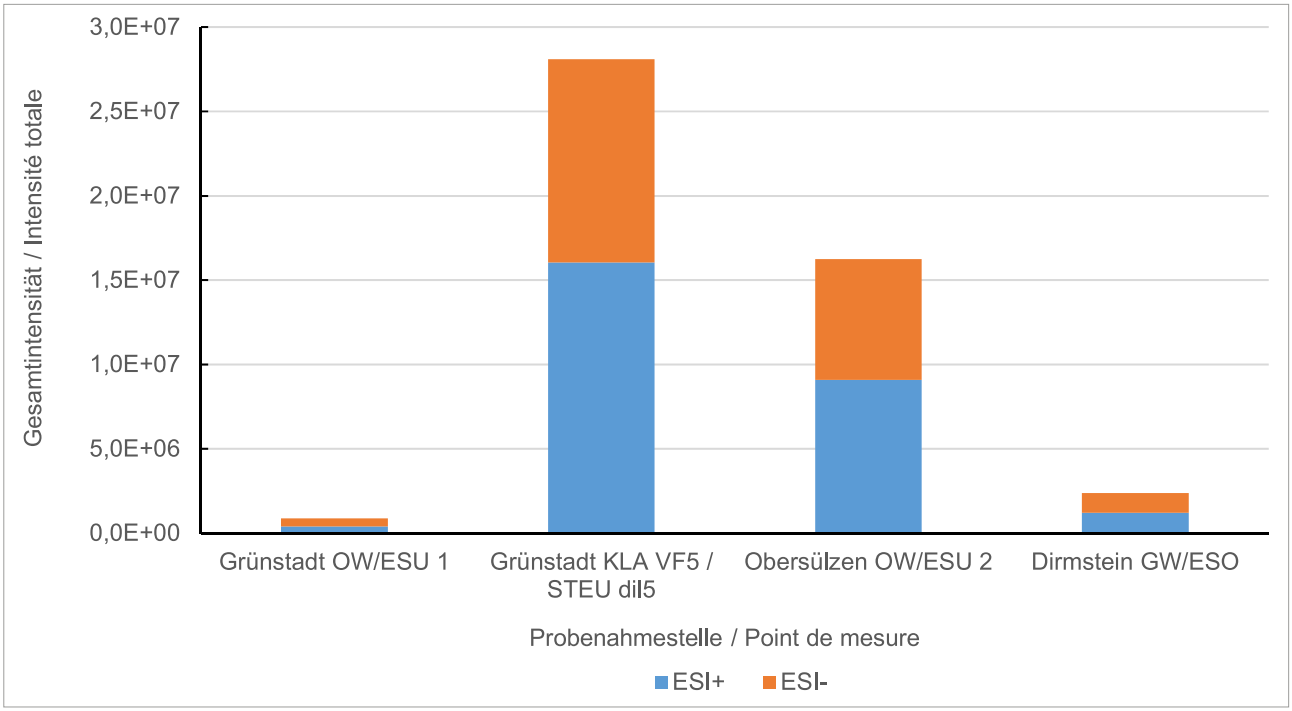


Figure 6.41 : Intensités totales dans les quatre échantillons prélevés sur le site pilote le 11 septembre 2023. L'échantillon provenant des eaux usées traitées de la station d'épuration (STEU) de Grünstadt a été dilué cinq fois avec de l'eau ultra-pure avant la mesure. Lors du calcul des intensités totales, celles-ci ont été multipliées par un facteur cinq.

Abbildung 6.41: Gesamtintensitäten in den vier Proben des Pilotstandorts vom 11. September 2023. Die Probe aus dem geklärten Abwasser aus der Kläranlage (KLA) Grünstadt wurde mit ultrareinem Wasser vor der Messung fünffach verdünnt. Bei der Berechnung der Gesamtintensitäten wurden diese mit einem Faktor von fünf multipliziert.

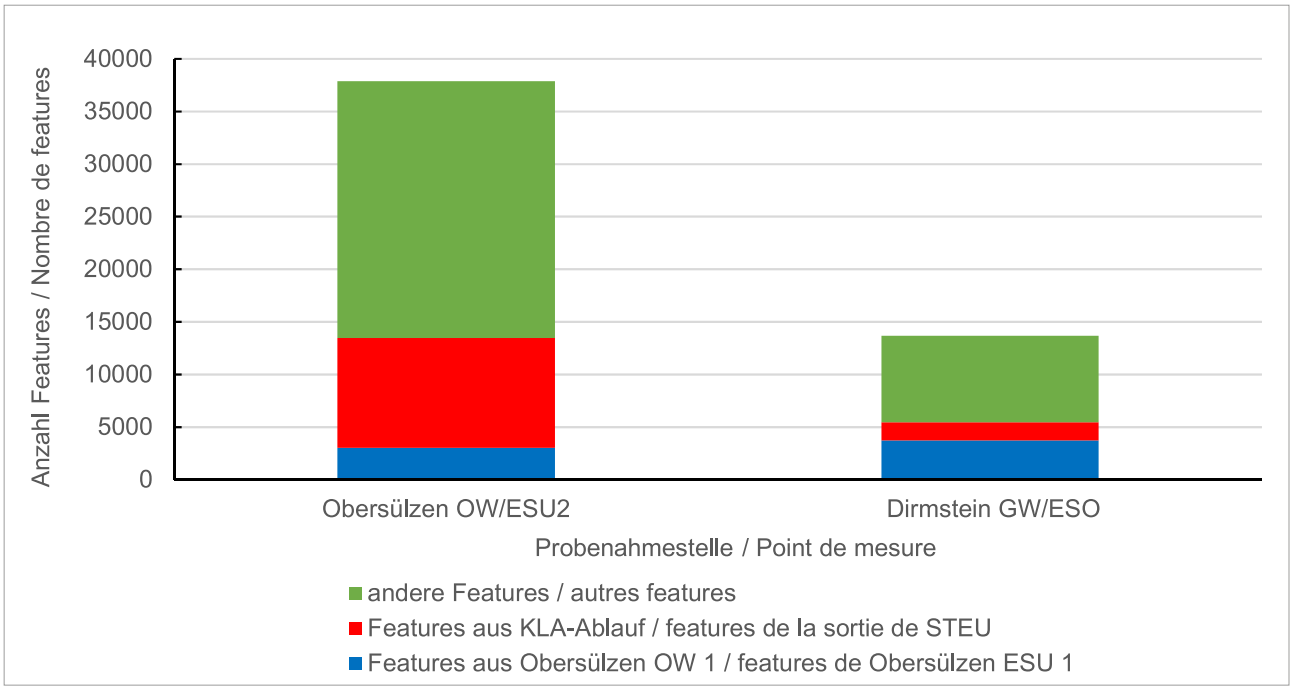


Figure 6.42 : Nombre de features dans les échantillons prélevés à Obersülzen PN2 (point ESU en aval de la station d'épuration) et à Dirmstein (point de mesure ESO) le 11 septembre 2023, pouvant être classés dans les catégories suivantes : pollution de fond des eaux de surface (bleu), eaux usées traitées (rouge) et autres features (vert)

Abbildung 6.42: Anzahl von Features in den Proben Obersülzen PN 2 (Oberflächengewässer hinter der Kläranlage) und Dirmstein (Grundwassermessstelle) am 11. September 2023, die den folgenden Kategorien zugeordnet werden können: Hintergrund Oberflächengewässer (blau), geklärtes Abwasser der Kläranlage (rot), anderer Features (grün)

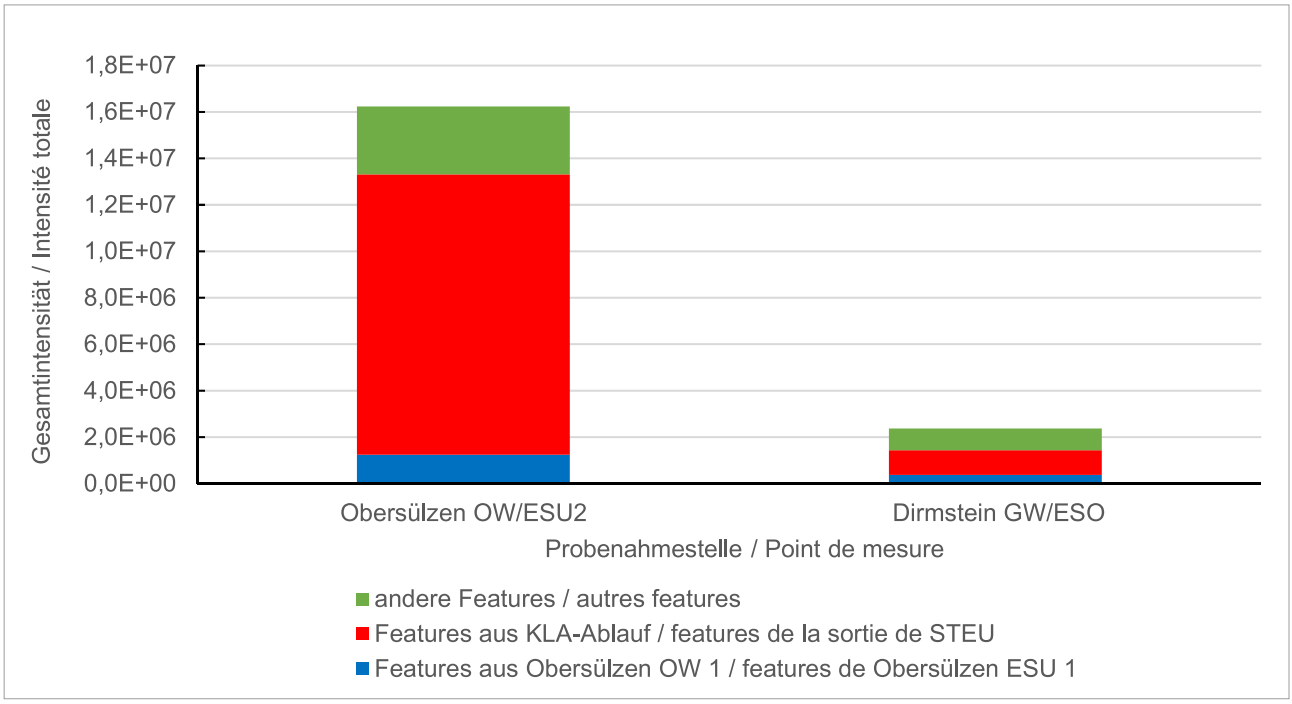


Figure 6.43 : Intensités totales des features dans les échantillons prélevés à Obersülzen PN2 (point ESU en aval de la station d'épuration) et à Dirmstein (point de mesure ESO) le 8 août 2023, pouvant être classés dans les catégories suivantes : pollution de fond des eaux de surface (bleu), eaux usées traitées (rouge) et autres features (vert)

Abbildung 6.43: Gesamtintensitäten der Features in den Proben Obersülzen PN 2 (Oberflächengewässer hinter der Kläranlage) und Dirmstein (Grundwassermessstelle) am 11. September 2023, die den folgenden Kategorien zugeordnet werden können: Hintergrund Oberflächengewässer (blau), geklärtes Abwasser der Kläranlage (rot), anderer Features (grün)

6.6.5. Conclusion

La présente étude montre comment les analyses NTS peuvent être utilisées pour évaluer la qualité de l'eau. Sur le site pilote, il a été démontré que le rejet de la station d'épuration exerçait une grande influence sur la qualité des eaux de surface analysées. De même, il a été constaté que les eaux usées traitées exerçaient une influence sur la qualité des eaux souterraines au point de mesure ESO situé à proximité des eaux de surface.

Bon nombre des substances identifiées par comparaison avec des bases de données sont connues pour être retrouvées dans les eaux de surface via le rejet des eaux usées traitées. Un transfert vers les eaux souterraines peut se produire si ces substances ne sont pas retenues lors de leur transport dans les eaux de surface et de leur infiltration dans les eaux souterraines. Les résultats des analyses ciblées corroborent cette interprétation.

Les résultats ont montré que l'analyse non ciblée est un outil précieux pour évaluer l'origine de la pollution des eaux souterraines par des substances anthropiques. En tenant compte de tous les signaux mesurables disponibles, il est possible d'établir des comparaisons exhaustives entre différents échantillons d'eau et d'évaluer l'interaction entre les différents compartiments environnementaux. En comparant les features avec les entrées de la base de données, il est possible d'identifier les substances et de caractériser la pollution et ses voies d'entrée. À l'avenir, le NTS pourrait devenir un complément précieux aux programmes de surveillance (réglementaires). Étant donné que l'identification des substances mesurées repose sur des bases de données relatives aux spectres de substances, le développement, la large diffusion et l'utilisation de ces bases de données revêtent une grande importance. En outre, le NTS pourrait s'enrichir des échanges accrus de données entre laboratoires.

6.6.5. Schlussfolgerung

Die vorliegende Studie zeigt, wie NTS für die Bewertung der Wasserqualität verwendet werden kann. Am Pilotstandort konnte gezeigt werden, dass der Kläranlagenauslauf einen großen Einfluss auf die Qualität des beprobten Oberflächengewässers ausübt. Ebenso wurde ein Einfluss des geklärten Abwassers auf die Qualität des Grundwassers in einer dem Oberflächengewässer nahegelegenen Grundwassermessstelle festgestellt.

Viele der durch Datenbankvergleich identifizierten Stoffe sind bekannt dafür, über geklärtes Abwasser in Oberflächengewässer eingetragen zu werden. Eine Verlagerung in das Grundwasser kann auftreten, wenn diese Stoffe während des Transports im Oberflächengewässer und der Infiltration in das Grundwasser nicht zurückgehalten werden. Die Ergebnisse der Target-Analysen unterstützen diese Interpretation.

Anhand der Ergebnisse konnte gezeigt werden, dass Non-Target-Screening ein wertvolles Werkzeug ist, um die Herkunft von Grundwasserbelastungen durch anthropogene Stoffe zu beurteilen. Indem alle vorhandenen messbaren Signale berücksichtigt werden, können umfassende Vergleiche zwischen verschiedenen Wasserproben gezogen und die Interaktion zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten beurteilt werden. Durch den Vergleich der Signale mit Datenbankeinträgen können die Substanzen identifiziert und dadurch die Belastung und ihre Eintragspfade charakterisiert werden. Zukünftig kann NTS zu einer wertvollen Ergänzung in (behördlichen) Monitoring-Programmen werden. Da die Identifikation der gemessenen Substanzen auf vorhandenen Stoffspektren-Datenbanken basiert, ist eine Entwicklung, breite Bekanntmachung und Nutzung solcher Datenbanken von hoher Relevanz. Zusätzlich würde NTS von einem vermehrten Datenaustausch zwischen Laboratorien profitieren.

6.7. Site pilote du Winkelbach

6.7.1. Stratégie de mesure mise en œuvre

Le HLNUG a attribué au syndicat intercommunal Landeswasserversorgung Langenau le marché pour la réalisation de l'analyse non ciblée sur le site pilote de la Hesse (Chapitre 3.2.3, Hesse), y compris les résultats correspondants. Le rapport final de la Hesse sur l'analyse non ciblée a été remis au HLNUG, il est présenté ci-après sous forme d'extraits.

Deux campagnes d'échantillonnage (K1 et K2) ont été réalisées à chaque point de mesure à environ deux mois d'intervalle. L'accent a été porté sur les micropolluants qui pénètrent dans les eaux de surface via une station d'épuration et s'infiltrent ensuite dans les eaux souterraines. Au cours de chaque campagne, trois échantillons d'eau souterraine (points de mesure à Bensheim, Fehlheim, Gernsheim), deux échantillons d'eau de surface (OF5, OF6) et un échantillon du rejet de la station d'épuration de Bensheim dans le Mühl et Mittelgraben (STEU Bensheim) ont été prélevés (**voir Carte 3.12 dans le chapitre 2.3**). Lors de la première campagne (K1), une valeur à blanc a également été enregistrée afin d'exclure tout apport éventuel de substances par le matériel d'échantillonnage. À cette fin, de l'eau ultra-pure de laboratoire a été versée dans un bidon sur place à l'aide de la pompe d'échantillonnage (pompe MP1-U) après une brève phase de rinçage, puis transférée dans un flacon d'échantillonnage. Cela a permis d'exclure les résultats faussement positifs dus à l'apport de substances provenant de divers matériaux.

Les mesures effectuées pour le NTS en Hesse étaient des mesures ponctuelles. Il n'existe pas de séries chronologiques continues sur les basses eaux, les crues et la hauteur de pression des eaux souterraines pour les points de mesure échantillonnés. Les niveaux des eaux souterraines ne varient que très peu d'une région à l'autre.

6.7.2. Analyse des données NTS

Au laboratoire, chaque échantillon a été analysé trois fois (triplicats), à chaque fois par HPLC-HRMS (réplicats techniques) et concentration par SPE, conformément au document « Common technical framework » interne au projet (Chapitre 4.3.2.3). L'intégration de chaque features après « Peak Finding » et « Peak Alignment » à l'aide de deux algorithmes (SciexOSTM ou MultiQuant, Sciex) a permis de minimiser les faux positifs. Afin d'éliminer les faux positifs potentiels, le nettoyage des données a permis, d'une part, d'éliminer les features qui ne différaient pas de manière significative de la valeur à blanc. D'autre part, des

6.7. Pilotgebiet Winkelbach

6.7.1. Messstrategie

Das HLNUG erteilte dem Zweckverband Landeswasserversorgung Langenau den Zuschlag für die Durchführung der Non-Target-Analytik im hessischen Pilotgebiet (Kapitel 3.2.3, Hessen) inklusive der relevanten Auswertungen. Der hessische Abschlussbericht zum Non-Target Screening liegt dem HLNUG vor und wird im Nachfolgenden auszugsweise vorgestellt.

Je Messstelle erfolgten zwei Probenahmekampagnen (K1 und K2) im Abstand von ca. zwei Monaten. Der Fokus lag auf Spurenstoffe, die über eine Kläranlage in die Oberflächengewässer gelangen und von dort ins Grundwasser infiltrieren. In jeder Kampagne wurden drei Grundwasserproben (Messtellen in Bensheim, Fehlheim, Gernsheim), zwei Oberflächengewässerproben (OF5, OF6) sowie eine Probe im Ablauf der Kläranlage Bensheim an der Einleitstelle in den Mühl- und Mittelgraben (KLA Bensheim) entnommen (**siehe Karte 3.12 in Kapitel 3.2.3**). Bei der ersten Kampagne (K1) wurde zusätzlich ein Feldblindwert mitgeführt, um einen möglichen Stoffeintrag durch das Probenahme-Equipment auszuschließen. Dafür wurde Laborreinstwasser in einem Kanister vor Ort mit der Probenahmepumpe (MP1-U-Pumpe) nach kurzer Spülphase in eine Probenflasche abgefüllt. Dies diente dem Ausschluss von falsch-positiv-Befunden durch Stoffeintrag über diverse Materialien.

Bei den durchgeführten Messungen für das NTS in Hessen handelte es sich um Stichtagsmessungen. Kontinuierliche Zeitreihen zu Niedrigwasser, Hochwasser und Grundwasserdruckhöhe liegen für die beprobten Messstellen nicht vor. Regional schwanken die Grundwasserstände nur wenig.

6.7.2. Analyse der NTS-Daten

Im Labor erfolgte je Probe eine dreifache Analyse (Triplikate), jeweils mittels HPLC-HRMS (technische Replikate) und Aufkonzentrierung mit SPE gemäß der für das Projekt harmonisierten Vorgehensweise (Kapitel 4.3.2.3). Die Integration jedes Feature nach dem „Peak Finding" und „Peak Alignment" durch zwei Algorithmen (SciexOSTM oder MultiQuant sowie Sciex) diente der Minimierung von falsch-positiv Befunden. Zwecks Entfernung potenzieller falsch-positiv Befunde wurden bei der Filterung zum einen Features eliminiert, welche sich vom Blindwert nicht signifikant unterscheiden. Zum anderen wurden fest definierte Schwellenwerte eingehalten. Zur Korrektur partieller falsch-negativer Befunde wurden neben der „Response" auch Kenngrößen, wie beispielsweise „Peakhöhe", „Peakflä-

valeurs seuils clairement définies ont été respectées. Pour corriger les faux négatifs partiels, outre la « réponse », des paramètres tels que la « hauteur du pic », la « surface du pic » et la « largeur du pic » ont également été utilisés. L'analyse de triplicats a également permis de prendre en compte la variation relative des différentes valeurs et d'éliminer les features qui présentaient des variations inexplicables.

Pour garantir la qualité, un étalonnage systématique du système a été effectué et des étalons marqués par des isotopes ont été utilisés. Pour l'étalonnage du système, une injection automatique d'une solution d'étalonnage dans le système HRMS a été effectuée après chaque quatrième analyse LC-HRMS, soit environ toutes les 2,5 heures. L'étalonnage du système a fourni des informations a) sur la précision de masse, b) sur le pouvoir de résolution et c) sur le niveau de signal des masses d'étalonnage sélectionnées, tant en MS qu'en MS/MS. Outre les limites d'intervention supérieures et inférieures pour les paramètres, la dispersion au sein du lot actuel a également été surveillée. Cette surveillance en temps quasi réel garantit une qualité élevée des données et permet de réagir rapidement en cas de problème.

En plus du calibrage automatique du système, la LC a également été surveillée à l'aide des étalons marqués isotopiquement, parallèlement au système HRMS. Afin d'assurer la qualité pendant les analyses LC-HRMS, tous les échantillons ont été dopés avec des étalons internes marqués isotopiquement avant la SPE. 14 étalons internes ont été pris en compte en mode de mesure positif et 10 en mode négatif.

Outre la hauteur des pics et la précision de masse (paramètres HRMS), l'accent a également été mis sur le temps de rétention et la largeur des pics LC des étalons marqués isotopiquement. Cette évaluation a été effectuée manuellement à l'aide du logiciel SciexOS (Sciex). Les limites ont été vérifiées après exportation des données à l'aide de Matlab (MathWorks). Cela a permis de suivre et de surveiller la stabilité des temps de rétention et des intensités de signal au cours des mesures. Ces dernières présentaient un intérêt particulier dans le cadre d'approches statistiques (par exemple, comparaisons de processus). Lors de l'ionisation, les effets de matrice peuvent entraîner une suppression ou une amplification du signal, ce qui fausserait les changements relatifs entre deux échantillons. Étant donné que les étalons marqués isotopiquement ont été ajoutés à tous les échantillons dans la même concentration, de tels écarts auraient pu être détectés.

Les features détectés et validés ont été comparés à une liste de plus de 1 000 micropolluants disponibles comme normes de référence et déjà analysés à l'aide de la méthode de mesure. Outre la comparaison de la masse exacte et des profils isotopiques, une comparaison a également été effectuée avec le temps de rétention chromatographique et le spectre MS/MS. Dans un premier temps, la masse (le rapport m/z) et le temps de rétention ont été comparés aux substances enregistrées dans le cadre de la tolérance (+/- 1 min et

che" und „Peakbreite" herangezogen. Die Analyse von Triplikaten diente zudem der Berücksichtigung der relativen Schwankung der jeweiligen Größen und der Entfernung von Features, die nicht erklärbare Schwankungen aufwiesen.

Zur Qualitätssicherung wurde zum einen eine systematische Systemkalibrierung durchgeführt und zum anderen isotopenmarkierte Standards eingesetzt. Für die Systemkalibrierung erfolgte nach jeder vierten LC-HRMS-Analyse, und damit ca. alle 2,5 h, eine automatische Infusion einer Kalibrierlösung in das HRMS-System. Die Systemkalibration brachte Informationen a) zur Massengenauigkeit b) zum Auflösungsvermögen und c) zur Signalhöhe der ausgewählten Kalibrationsmassen – sowohl im MS als auch im MS/MS. Dabei wurde neben oberen und unteren Eingriffsgrenzen für die Parameter auch die Streuung innerhalb des aktuellen Batchs überwacht. Diese nahezu Echtzeitüberwachung garantiert eine hohe Datenqualität und erlaubt ein frühzeitiges Reagieren im Problemfall.

Zusätzlich zur automatischen Systemkalibration wurde neben dem HRMS-System auch die LC mit den isotopenmarkierten Standards überwacht. Zur Qualitätssicherung während der LC-HRMS-Analysen wurden alle Proben vor der SPE mit isotopenmarkierten internen Standards dotiert. Im positiven Messmodus wurden 14, im negativen Modus 10 interne Standards betrachtet.

Zusätzlich zur Peakhöhe und der Massengenauigkeit (HRMS-Parameter) stand auch die Retentionszeit und die LC-Peakbreite der isotopenmarkierten Standards im Fokus. Diese Auswertung erfolgte manuell mit der SciexOS-Software (Sciex). Die Grenzen wurden nach Export der Daten mittels Matlab (MathWorks) überprüft. Hierdurch wurde die Stabilität der Retentionszeiten sowie der Signalintensitäten über die Messungen verfolgt und überwacht. Letztere waren vor allem bei statistischen Ansätzen (z.B. Prozessvergleichen) von großem Interesse. Bei der Ionisierung können Matrixeffekte zur Signalunterdrückung oder -verstärkung führen, was die relativen Änderungen zwischen zwei Proben verzerren würde. Da die isotopenmarkierten Standards allen Proben in gleicher Konzentration hinzugefügt wurden, hätten solche Abweichungen erkannt werden können.

Für die detektierten und validierten Features erfolgte ein Abgleich mit einer Liste von mehr als 1.000 Spurenstoffen, die als Referenzstandards verfügbar waren und mit der Messmethode bereits analysiert wurden. Neben dem Abgleich der akkuraten Masse und Isotopenmuster erfolgte auch ein Abgleich mit der chromatographischen Retentionszeit sowie dem MS/MS-Spektrum. Im ersten Schritt wurde die Masse (das m/z-Verhältnis) sowie die Retentionszeit mit den hinterlegten Stoffen im Rahmen der Toleranz (+/- 1 min und +/- 10 ppm) abgeglichen und mögliche Treffer annotiert. Diese vorläufigen Kandidaten wurden im zweiten Schritt unter Einbezug von MS/MS-Spektren bestätigt (Level-1-Idenfikation). Für einige wenige Stoffe

+/- 10 ppm) et les résultats positifs potentiels ont été annotés. Ces candidats préliminaires ont été confirmés dans un deuxième temps à l'aide des spectres MS/MS (identification de niveau 1). Pour quelques substances, aucun spectre MS/MS n'a pu être enregistré automatiquement en raison du faible niveau des signaux, ce qui n'a pas toujours permis d'obtenir une identification sans équivoque (identification de niveau 3).

Pour le NTS, une priorisation a été effectuée selon a) l'intensité décroissante et b) l'infiltration potentielle des eaux souterraines. Pour a), un seuil d'intensité de 200 000 cps a été choisi, et pour b), les échantillons d'eau souterraine de Gernsheim (probablement influencés) et de Bensheim (plutôt non influencés) ont été considérés en relation. La priorité a été donnée aux features qui étaient 10 fois plus élevés à Gernsheim qu'à Bensheim en mode de mesure positif et 20 fois plus élevés en mode de mesure négatif.

6.7.3.

Résultats des analyses ciblées

Sur la partie hessoise du site pilote, aucune analyse ciblée n'a été effectuée parallèlement à l'analyse non ciblée.

6.7.4.

Résultats des analyses non ciblées (NTS)

Pour l'analyse non ciblée, deux approches ont été mises en œuvre et évaluées : une approche (multi-)ciblée et un traitement non ciblé. Les résultats des deux approches sont présentés ci-dessous.

Dans le cadre de l'approche (multi-)cible, la base de données interne de la compagnie des eaux du Bade-Wurtemberg a été utilisée pour comparer les résultats. Au total, 162 substances ont été identifiées dans les jeux de données non ciblées. Alors qu'aucune preuve certaine n'a pu être apportée pour huit substances (identification de niveau 3), 154 substances ont été clairement identifiées (identification de niveau 1). Deux raisons expliquent ces huit identifications de niveau 3 :

1) aucun spectre de fragments (spectre MS^2) n'a été généré lors de l'enregistrement automatique des données ;

2) il existe des isomères de structure qui, malgré le spectre MS^2, ne peuvent être distingués avec certitude, comme pour le 4-méthyl- et le 5-méthyl-1-H-benzotriazole ou pour la théophylline et la paraxanthine.

Le nombre de substances détectées (niveaux 1 + 3) ainsi que les sommes des hauteurs de pic sont représentés sur la **figure 6.44** ; ils reflètent la pollution des échantillons. Les échantillons prélevés au rejet de la station d'épuration de Bensheim (STEU Bensheim) ainsi que ceux issus des eaux de surface en aval (OF5) affichent les pollutions les plus im-

konnten aufgrund der geringen Signalhöhen keine MS/MS-Spektren automatisch aufgezeichnet werden, weshalb nicht immer eine zweifelsfreie Identifikation erreicht werden konnte (Level-3-Identifikation).

Für das NTS erfolgte eine Priorisierung nach a) absteigender Intensität und b) potenzieller Grundwasserinfiltration. Für a) wurde ein Intensitätsschwellenwert von 200.000 cps gewählt. Für b) wurde die Grundwasserprobe Gernsheim (vermutlich beeinflusst) und Bensheim (eher unbeeinflusst) in Relation betrachtet. Priorisiert wurden Features, welche im positiven Messmodus 10-fach und im negativen Messmodus 20-fach höher in Gernsheim als in Bensheim vorkamen.

6.7.3.

Ergebnisse der gezielten Analysen

In Hessen erfolgten im Pilotgebiet keine zusätzlichen gezielten Analysen parallel zur Non-Target-Analytik.

6.7.4.

Ergebnisse der nicht gezielten Analysen (NTS)

Bei der Non-Target-Analytik wurden zwei Ansätze, ein (Multi-)Target-Ansatz und ein Non-Target-Screening-Ansatz umgesetzt und auswertet. Die Ergebnisse beider Ansätze sind nachfolgend beschrieben.

Beim (Multi-)Target-Ansatz wurde die interne Standardliste der Landeswasserversorgung Baden-Württemberg zum Abgleich mit den Befunden herangezogen. Insgesamt gab es 162 Target-Treffer in den Non-Target-Datensätzen. Während für acht Substanzen kein sicherer Nachweis gelang (Level-3-Identifkation), gab es einen eindeutigen Nachweis von 154 Stoffen (Level-1-Identifikation). Die acht Level-3-Identifikationen lassen sich durch zwei Gründe erklären:

1) bei der automatischen Datenaufzeichnung wurde kein Fragmentspektrum (MS^2-Spektrum) erzeugt oder

2) es liegen Strukturisomere vor, welche trotz MS2-Spektrum nicht zweifelsfrei unterschieden werden können, wie beispielsweise für 4- Methyl- und 5-Methyl-1-H-benzotriazol oder für Theophylin und Paraxanthin.

Die Anzahl der gefundenen Stoffe (Level 1+3) sowie die Peakhöhensummen sind in **Abbildung 6.44** dargestellt und spiegeln die Belastung der Proben wider. In den Proben aus dem Ablauf der Kläranlage Bensheim (KLA Bensheim) sowie aus dem unterstromig entnommenen Oberflächengewässer (OF5) wurden die umfassendsten Belastungen, sowohl im Hinblick auf die Anzahl der Stoffe als auch im Hinblick auf die summierten Peakhöhen, festgestellt. In den Proben der in größerer Entfernung zur Kläranlage liegende Oberflächengewässermessstelle (OF6) wurden weniger umfassendere Belastungen gefunden. Im untersuchten Grundwasser der drei beprobten Standorte (Bens-

portantes, tant en termes de nombre de substances que de hauteurs de pic cumulées. Les échantillons prélevés au point de mesure ESU (OF6) situé à une plus grande distance de la station d'épuration présentent des pollutions moindres. Les eaux souterraines analysées sur les trois points échantillonnés (Bensheim, Fehlheim et Gernsheim) affichent des pollutions nettement moins importantes. Les eaux souterraines de Gernsheim étaient les plus polluées et celles de Fehlheim les moins polluées (Figure 6.44). On notera que, la crépine au point de mesure ESO près de Fehlheim est nettement plus profonde qu'à Bensheim et Gernsheim, et que Bensheim est situé en amont de la station d'épuration.

Dans le cadre de l'approche multi-cibles, les signaux les plus intenses s'expliquent presque toujours par des principes actifs médicamenteux ou leurs métabolites. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec :

(1) candésartan, (2) 4-formylaminoantipyrine, (3) métoprolol, (4) O-desméthylvenlafaxine, (5) 4-acétylamidoantipyrine, (6) lamotrigine, (7) valsartan et (8) carbamazépine.

En raison de la concentration, les discriminations spécifiques à certaines substances sont inévitables. C'était notamment le cas pour certains échantillons mesurés par injection directe, comme l'acide amidotrizoïque, un produit de contraste radiographique, qui présentait de loin le signal de mesure le plus intense.

heim, Fehlheim und Gernsheim) wurden deutlich geringere Belastungen festgestellt. Das Grundwasser in Gernsheim war am stärksten und das in Fehlheim am geringsten belastet (Abbildung 6.44). Zu beachten ist, dass im Vergleich zu Bensheim und Gernsheim die Verfilterung in der Grundwassermessstelle bei Fehlheim deutlich tiefer ist und Bensheim oberstromig zur Kläranlage liegt.

Die intensivsten Signale konnten im Rahmen des Multi-Target-Screenings fast ausnahmslos über Arzneimittel-Wirkstoffe oder deren Metaboliten erklärt werden. Die TOP-Treffer waren:

(1) Candesartan, (2) 4-Formylaminoantipyrin, (3) Metoprolol, (4) O-Desmethylvenlafaxin, (5) 4-Acetylamidoantipyrin, (6) Lamotrigin, (7) Valsartan und (8) Carbamazepin.

Durch die Aufkonzentrierung sind substanzspezifische Diskriminierungen nicht vermeidbar. Dies zeigte sich z.B. in Proben welche via Direktinjektion gemessen wurden, wie das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure, das mit Abstand das intensivste Messsignal darstellte.

Beim Vergleich der Intensitäten der Stoffe aus dem Kläranlagenablauf (KLA Bensheim) mit den beiden Oberflächengewässermessstellen (OF5 und OF6) fiel auf, dass es zwischen der KLA Bensheim und OF5 nur geringe Unterschiede gibt. Dies liegt daran, dass der Mühl- und Mittelgraben (OF5) erst ab der Einleitung des geklärten Abwassers

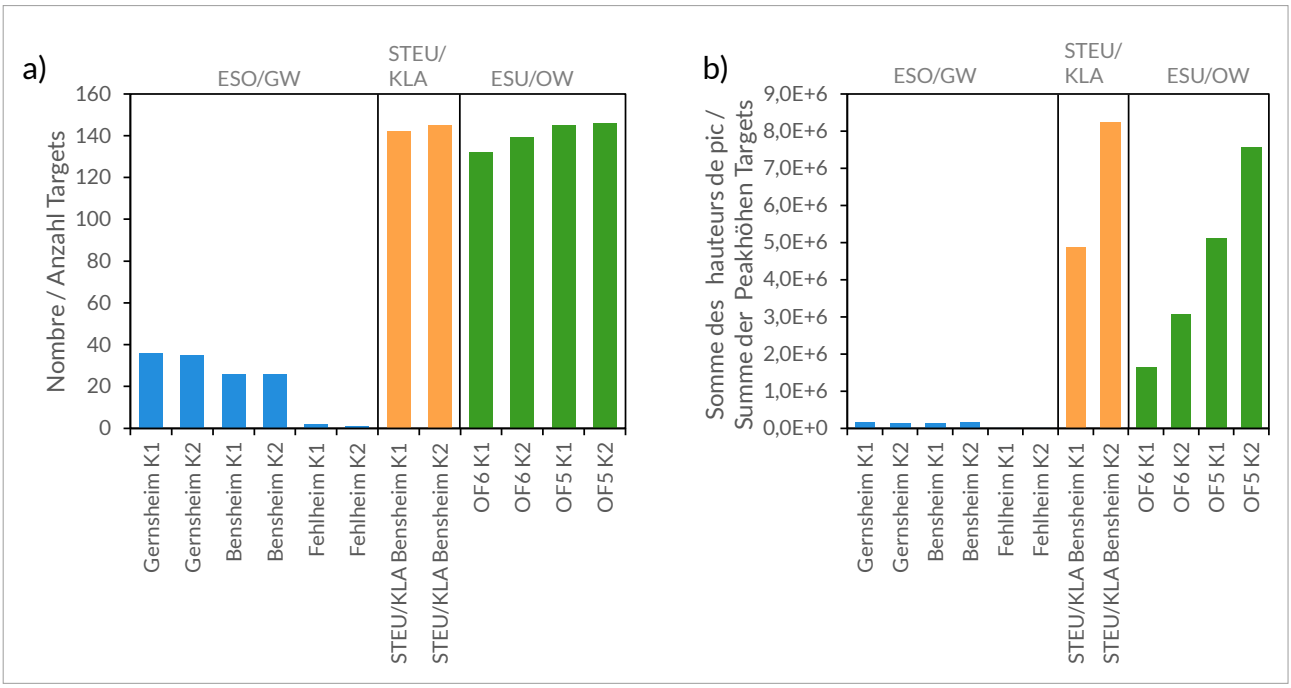


Figure 6.44 : a) Nombre et b) Somme des hauteurs de pic de toutes les substances cibles détectées pour tous les échantillons des deux campagnes K1 et K2. À cette fin, les informations issues des mesures positives et négatives ont déjà été combinées

Abbildung 6.44: a) Anzahl und b) Summe der Peakhöhen aller detektierter Target-Verbindungen für alle Proben aus den beiden Kampagnen K1 und K2. Hierzu wurden Informationen aus positiver und negativer Messung bereits verschnitten

En comparant les concentrations des substances provenant des effluents de la station d'épuration (STEU Bensheim) avec celles mesurées aux deux points de mesure ESU (OF5 et OF6), les différences qui apparaissent entre la STEU Bensheim et l'OF5 sont faibles. Cela s'explique par le fait que le Mühl- und Mittelgraben (OF5) n'est alimenté en eau qu'à partir du point de rejet des eaux usées traitées. Entre la sortie de la station d'épuration et l'OF5, aucun autre cours d'eau ne se jette dans le Mühl- und Mittelgraben. Les intensités étant similaires, on peut supposer que le point de mesure OF5 ne contient presque exclusivement l'eau rejetée par la station d'épuration. Au point de mesure OF6, des effets de dilution ont été observés, qui s'expliquent principalement par la confluence du Mühl- et du Mittelgraben avec le Winkelbach.

De plus, les fluctuations des substances ont été constatées sur les effluents des stations d'épuration au cours des deux campagnes de mesure. Bien que deux prélèvements ne soient pas suffisants pour obtenir une analyse statistique fiable et empêchent de tirer des conclusions significatives, les valeurs très élevées entre les campagnes indiquent néanmoins des apports discontinus de substances, qui peuvent être imputables à des rejets industriels (production par lots) (Anliker et al. 2020). Les valeurs les plus élevées, c'est-à-dire les différences les plus marquées entre les deux campagnes, ont été observées dans les effluents des STEU pour les substances suivantes :

(1) acide amidotrizoïque, (2) 4-aminoantipyrine, (3) saccharine, (4) 4-isobutyl-2-pyrrolidinone, (5) valsartan, (6) sulfapyridine, (7) acide ritalique et (8) sulfaméthoxazole.

Comme pour les signaux les plus intenses, certains principes actifs pharmaceutiques et leurs métabolites figuraient également parmi les plus élevés. En outre, certaines substances actives de pesticides ont également été détectées, elles aussi soumises à des fluctuations temporelles importantes. Les substances actives de pesticides suivantes figurent en haut de la liste :

(9) isoproturon, (11) époxiconazole, (13) terbuthylazine, (16) terbuthryne, (17) fluxapyroxade.

Dans les eaux souterraines de Gernsheim, qui présentaient les concentrations les plus élevées des trois points de mesure étudiés, les substances qui affichent les plus hautes concentrations pour les deux campagnes sont les suivantes :

(1) carbamazépine, (2) 4-formylaminoantipyrine, (3) méthyl-desphényl-chloridazone, (4) sucralose, (5) acide amidotrizoïque, (6) acide perfluorobutane sulfonique.

Les deux premières substances mentionnées sont de nouveau des principes actifs pharmaceutiques ou des métabolites pharmaceutiques. Pour le métabolite de la chloridazone, substance active de pesticide interdite, un apport via les eaux de surface est peu probable. L'application antérieure de la chloridazone sur des surfaces agricoles semble plus vraisemblable. Le sucralose, un édulcorant,

wasserführend ist. Zwischen dem Kläranlagenablauf und OF5 mündet kein weiteres Gewässer in den Mühl- und Mittelgraben. Aufgrund der ähnlichen Intensitäten kann angenommen werden, dass an der Messstelle OF5 nahezu ausschließlich das über die Kläranlage eingeleitete Wasser vorzufinden ist. An der Messstelle OF6 waren Verdünnungseffekte ersichtlich, die vor allem durch den Zusammenfluss des Mühl- und Mittelgrabens mit dem Winkelbach erklärt werden können.

Zusätzlich erfolgte für den Kläranlagenablauf eine Betrachtung der Schwankung der Stoffe über die beiden Messkampagnen. Zwar sind zwei Probenahmen für eine fundierte statistische Auswertung ungeeignet und erlauben daher keine signifikanten Rückschlüsse, trotzdem sprechen sehr hohe Faktoren zwischen den Kampagnen für diskontinuierliche Stoffeinträge, welche sich ggf. auf industrielle Einleitungen (Batch-Produktion) zurückführen lassen (Anliker et al. 2020). Die höchsten Faktoren, also die größten Unterschiede zwischen den beiden Kampagnen, wurden im Kläranlagenablauf für folgende Stoffe festgestellt:

(1) Amidotrizoesäure, (2) 4-Aminoantipyrin, (3) Saccharin, (4) 4-Isobutyl-2-pyrrolidin-on, (5) Valsartan, (6) Sulfapyridin, (7) Ritalinsäure und (8) Sulfamethoxazol.

Wie bereits bei den intensivsten Signalen lagen auch hier einige Arzneimittel-Wirkstoffe und deren Metaboliten in den oberen Rängen. Außerdem konnten auch einige Pflanzenschutzmittelwirkstoffe gefunden werden, welche ebenfalls stärkeren zeitlichen Schwankungen unterliegen. In den oberen Rängen konnten folgende Pflanzenschutzmittelwirkstoffe festgestellt werden:

(9) Isoproturon, (11) Epoxiconazol, (13) Terbuthylazin, (16) Terbutryn, (17) Fluxapyroxad.

Im Grundwasser in Gernsheim, welches von den drei untersuchten Grundwassermessstellen die meisten Belastungen aufwies, zeigten folgende Stoffe in beiden Kampagnen die höchsten Intensitäten:

(1) Carbamazepin, (2) 4-Formylaminoantipyrin, (3) Methyl-Desphenyl-Chloridazon, (4) Sucralose, (5) Amidotrizoesäure, (6) Perfluorbutansulfonsäure.

Die beiden erstgenannten Stoffe fallen erneut in die Gruppe Arzneimittel-Wirkstoffe bzw. Arzneimittelmetabolit. Beim Metaboliten des nicht mehr zugelassenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffs Chloridazon ist ein Eintrag über das Oberflächengewässer unwahrscheinlich. Die frühere Applikation von Chloridazon auf landwirtschaftlichen Flächen erscheint wahrscheinlicher. Der Süßstoff Sucralose wird vielseitig eingesetzt. Beim Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure zeigten sich deutliche Schwankungen der Intensität im Kläranlagenablauf zwischen den beiden Kampagnen, was auf nicht kontinuierliche industrielle Einträge hindeuten kann. Weiterhin konnte mit Perfluorbutansulfsonsäure ein Vertreter der Gruppe der PFAS im Grundwasser festgestellt werden. Hier muss erwähnt werden, dass

a plusieurs usages possibles. L'acide amidotrizoïque, produit de contraste radiographique, présente des variations d'intensité significatives dans les effluents des stations d'épuration entre les deux campagnes, ce qui suggère des apports industriels ponctuels. De plus, l'acide perfluorobutane sulfonique, un composé chimique de la famille des PFAS, a été détecté dans les eaux souterraines. Il convient de mentionner ici que cette substance a été détectée à une intensité nettement plus élevée dans les eaux souterraines de Bensheim. Par conséquent, son origine dans les eaux souterraines de Gernsheim n'est pas nécessairement imputable à une infiltration des eaux de surface.

À Bensheim, les substances détectées avec les intensités les plus élevées lors des deux campagnes de mesure sont les suivantes :

(1) acide p-toluènesulfonique, (2) phosphate de tris-(2-chloroéthyle), (3) métolachlore CGA 380168, (4) acide perfluorobutane sulfonique, (5) acide perfluoropentane sulfonique, (6) cyclamate, (7) acide perfluorooctanoïque (PFOA), (8) acide métoprololique, (9) acide perfluoroheptanoïque, (10) propyphénazone et (11) acide perfluoropentanoïque.

On remarque ici que la famille des PFAS est fortement représentée avec cinq substances en tête de classement. Ces substances ont également été détectées dans la station d'épuration et les eaux de surface, mais à des concentrations plus faibles que dans les eaux souterraines. D'autres voies d'apport (par exemple, des sites contaminés) pourraient donc également être envisagées.

Contrairement aux deux autres points ESO, les eaux souterraines de Fehlheim (avec une crépine plus profonde) ne présentent pratiquement aucune contamination. Seuls le principe actif pharmaceutique pilocarpine et la rhodamine B y ont été détectés.

Les résultats de l'analyse en composantes principales avec les cibles trouvées sont présentés dans la **figure 6.45** (tous les échantillons) et la **figure 6.46** (uniquement les échantillons d'eau souterraine). La **figure 6.45** montre que la composante principale 1 (PC1) sépare les échantillons principalement en fonction du degré de pollution (STEU Bensheim > OF5 > OF6 > eaux souterraines), tandis que la PC2 effectue la séparation en fonction des campagnes d'échantillonnage (K1 rouge, K2 vert). Cela s'explique principalement par les effluents des stations d'épuration et les eaux de surface directement influencées par ceux-ci. En revanche, la différence entre les deux campagnes est à peine perceptible dans les échantillons d'eau souterraine. Dans les effluents des stations d'épuration et les eaux de surface, certaines substances étaient nettement plus présentes lors de la première campagne (par exemple la saccharine, la 1,3-diphénylguanidine, le fluxapyroxad ou l'acide valsartanique) ou lors de la deuxième (acide amidotrioïque, aminoantipyrine, valsartan, bisoprolol M4, hexaméthoxyméthylmélamine).

Pour obtenir une analyse plus différenciée, l'analyse en composantes principales a été effectuée séparément pour les échantillons d'eau souterraine (**Figure 6.46**). Ici, la variance entre les trois points de mesure des eaux souterraines est plus importante que celle entre les deux campagnes. Cela indique que les différences entre les points de mesure sont plus importantes que les différences entre les campagnes. Les différences entre les points de mesure peuvent être attribuées à la profondeur de filtration différente des points de mesure. Les différences entre les campagnes sont probablement dues à des différences de niveau d'eau souterraine. Les échantillons d'eau souterraine de Bensheim présentent des différences plus importantes entre les campagnes que ceux de Gernsheim. Cela pourrait indiquer que la contribution des eaux de surface infiltrées est plus importante à Bensheim qu'à Gernsheim. Cependant, il est également possible que la différence entre les campagnes soit plus importante à Bensheim parce que la concentration de ce composé dans les eaux souterraines est plus élevée qu'à Gernsheim. Par conséquent, la différence entre les campagnes est plus importante à Bensheim, car

riance entre les trois points de mesure d'eau souterraine était plus élevée qu'entre les deux dates des campagnes d'échantillonnage.

Une fois de plus, des marqueurs caractéristiques des eaux usées, tels que la carbamazépine et l'acide valsartanique, ont été détectés à Gernsheim (côté droit du graphique loading (**Figure 6.46**). À gauche du graphique de chargement (**Figure 6.46**), on trouve des substances qui ont pu être attribuées plus nettement à Bensheim. Pour Fehlheim, pratiquement aucune pollution n'a été constatée, à l'exception de traces de rhodamine B. Ces résultats concordent avec les conclusions relatives aux substances actives des produits phytosanitaires et des médicaments ainsi qu'aux PFAS détectés dans le Ried hessois (**chapitre 5**).

Le NTS a servi à identifier d'autres substances pertinentes dans les échantillons, en se basant sur les paramètres « nombre de features » et « somme des hauteurs de pic des features ». Le nombre de features décrit le nombre de pics différenciables qui ont été détectés dans l'ensemble de données. Étant donné qu'une substance peut générer plusieurs signaux en spectrométrie de masse (adduits, isotopes, etc.), le nombre de features dépasse généralement le nombre de substances. Néanmoins, cette grandeur est pertinente pour évaluer l'ampleur d'une contamination par rapport à d'autres. Il en va de même pour la somme des hauteurs de pic qui, par analogie avec la somme des concentrations, pondère en plus la contamination par l'intensité des pics. Les paramètres sont regroupés dans la **figure 6.47** pour le mode de mesure positif et dans la **figure 6.48** pour le mode de mesure négatif.

Les échantillons prélevés au rejet de la station d'épuration et dans les eaux de surface (OF5 et OF6) étaient plus pollués lors de la deuxième campagne d'échantillonnage (K2) que lors de la première (K1). Cette tendance n'a pas été observée pour les échantillons prélevés dans les eaux souterraines. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées au rejet de la station d'épuration et au point de mesure OF5. Des effets de dilution significatifs ont été enregistrés au point OF6. Pour les eaux souterraines, les échantillons prélevés à Fehlheim affichaient de nouveau les concentrations les plus faibles et ce lors des deux campagnes. La concentration était généralement plus élevée à Bensheim qu'à Gernsheim (exception : nombre de features dans la campagne 2, mode de mesure négatif).

Une analyse en composantes principales a été réalisée afin d'étudier la variance. Il s'en dégage une cohérence par rapport à l'analyse en composantes principales avec des substances connues (**Figures 6.44** et **6.45**). La **figure 6.49** présente les résultats pour le mode de mesure positif et la **figure 6.50** illustre le mode de mesure négatif. La composante principale 1 (PC1) sépare les échantillons en fonction de la matrice aqueuse (effluent de station d'épuration – OF5 – OF6, eaux souterraines), tandis que la PC2 est fortement influencée par les deux campagnes d'échantillonnage.

festgestellt, bzw. lediglich Spuren von Rhodamin B. Eine Konsistenz der Ergebnisse mit der Befundlage von Pflanzenschutzmittel- und Arzneimittel-Wirkstoffen sowie den PFAS im hessischen Ried wurde festgestellt (**Kapitel 5**).

Das NTS diente der Identifizierung weiterer relevanter Stoffe in den Proben, mittels Betrachtung der Parameter „Anzahl der Features" und „Peakhöhensumme Features". Die Anzahl der Features beschreibt die Anzahl differenzierbarer Peaks, welche im Datensatz erkannt werden konnten. Da eine Substanz in der Massenspektrometrie mehrere Signale ausbilden kann (Addukte, Isotopologe etc.), ist die Featureanzahl grundsätzlich höher als die Anzahl der Substanzen. Trotzdem eignet sich die Größe, um das Ausmaß einer Belastung in Relation zu bewerten. Das Gleiche gilt für die Peakhöhensumme, welche, in Analogie zur Konzentrationssumme, die Belastung mit der Peakintensität zusätzlich gewichtet. Die Kenngrößen sind in **Abbildung 6.47** für den positiven und in **Abbildung 6.48** für den negativen Messmodus zusammengestellt.

Die Proben aus dem Kläranlagenablauf und aus den Oberflächengewässern (OF5 und OF6) waren bei der zweiten Beprobungskampagne (K2) belasteter als bei der Ersten (K1). Bei den Proben aus dem Grundwasser wurde dieser Trend nicht festgestellt. Die höchsten Belastungen wurden im Kläranlagenablauf sowie an der Messstelle OF5 festgestellt. Bei OF6 waren signifikante Verdünnungseffekte erkennbar. Für das beprobte Grundwasser zeigte sich erneut, dass die Proben aus Fehlheim in beiden Kampagnen die geringsten Belastungen aufwiesen. Tendenziell war die Belastung in Bensheim größer als in Gernsheim (Ausnahme: Featureanzahl in Kampagne 2, negativer Messmodus).

Zwecks Untersuchung der Varianz erfolgte eine Hauptkomponentenanalyse. Dabei wurde eine Konsistenz im Vergleich zur Hauptkomponentenanalyse mit bekannten Stoffen festgestellt (**Abbildung 6.44** und **Abbildung 6.45**). Die Ergebnisse sind in **Abbildung 6.49** für den positiven und in **Abbildung 6.50** für den negativen Messmodus dargestellt. Hauptkomponente 1 (PC1) trennt die Proben hinsichtlich Wassermatrix (Kläranlagenablauf – OF5 – OF6, Grundwasser) während PC2 stark durch die beiden Beprobungskampagnen beeinflusst wird.

Für eine Feindifferenzierung im Bereich Grundwasser, wurde die PCA nur mit den Grundwasserproben wiederholt (**Abbildung 6.51** positiver Messmodus, **Abbildung 6.52** negativer Messmodus). Es wurde eine ähnliche Auftrennung wie beim Multi-Target Ansatz (Kapitel 6.7.3) festgestellt. Im Loadings-Plot (jeweils rechte Abbildung in **Abbildung 6.51** und **6.52**) ist zu erkennen, dass die Features, welche stark für die Gruppentrennung gewichtet wurden, auch Target-Komponenten sind, beispielsweise entspricht Feature „237.1029_8.61" (Masse bei Retentionszeit) Carbamazepin.

Um aus der Vielzahl der Stoffe gezielte manuelle Identifikationsbefunde vorzunehmen, wurden die Daten priorisiert. Bei der Priorisierung nach absteigender Intensität

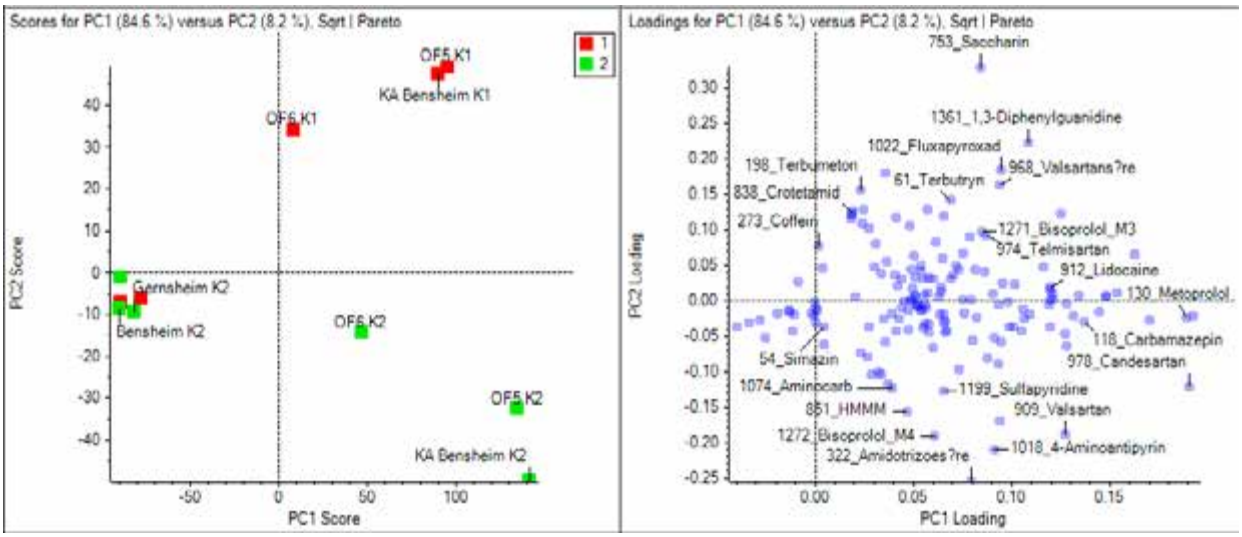


Figure 6.45 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales réalisée avec toutes les cibles et tous les échantillons

Abbildung 6.45: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Targets und allen Proben durchgeführt wurde

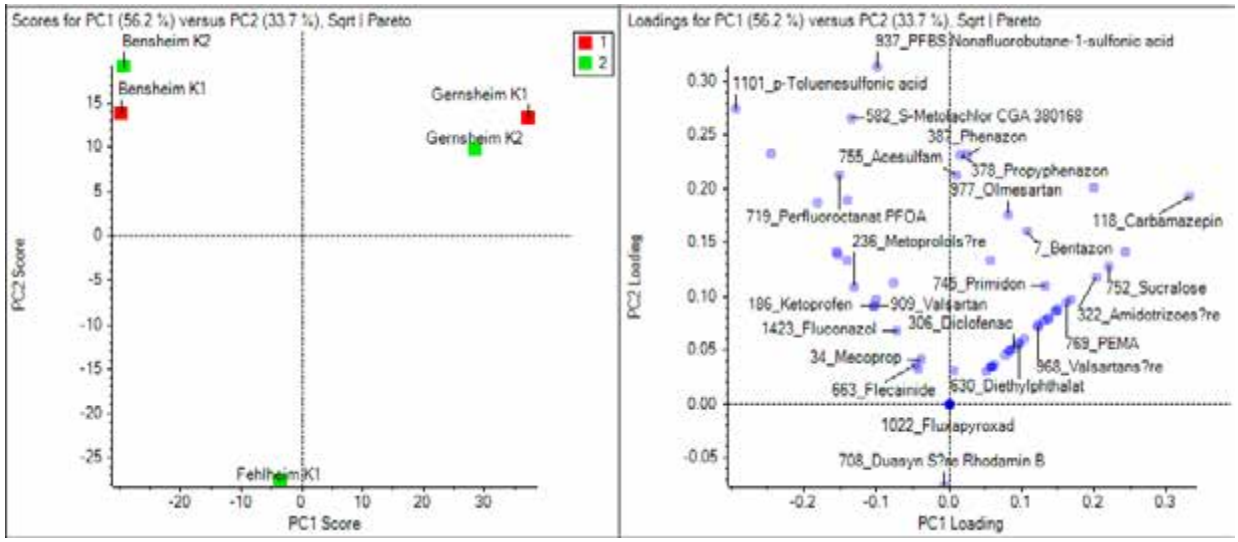


Figure 6.46 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales réalisée avec toutes les cibles et les échantillons d'eau souterraine

Abbildung 6.46: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Targets und den Grundwasserproben durchgeführt wurde

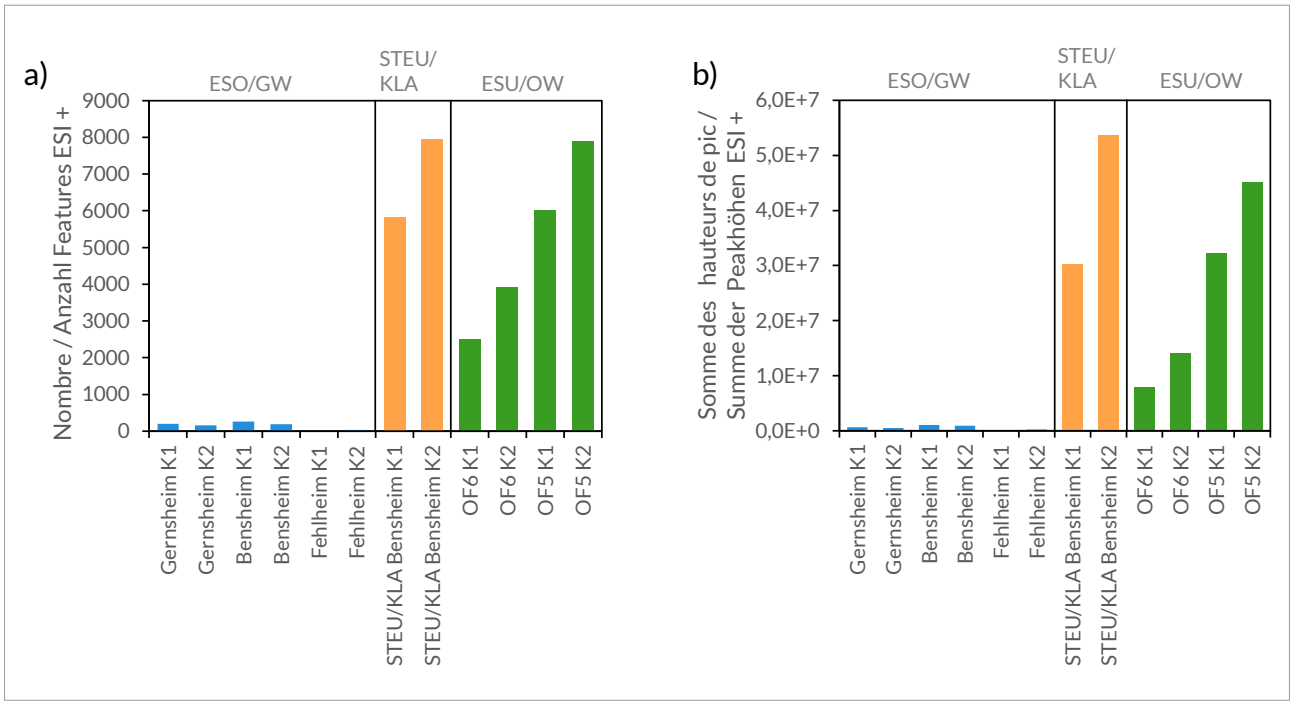


Figure 6.47 : a) Nombre et b) Somme des hauteurs de pic de toutes les émissions détectées pour tous les échantillons des deux campagnes K1 et K2 (mode de mesure positif)

Abbildung 6.47: a) Anzahl und b) Summe der Peakhöhen aller detektierter für alle Proben aus den beiden Kampagnen K1 und K2 (positiver Messmodus)

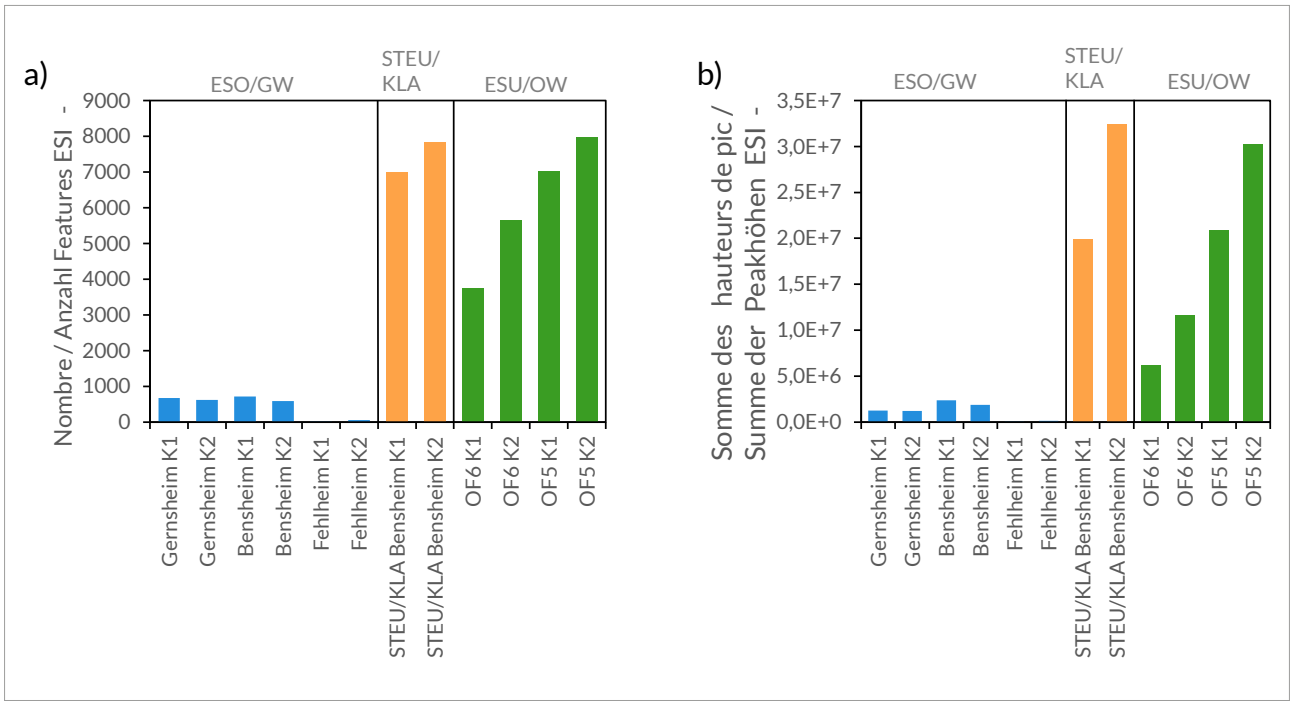


Figure 6.48 : a) Nombre et b) Somme des hauteurs de pic de toutes les émissions détectées pour tous les échantillons des deux campagnes K1 et K2 (mode de mesure négatif)

Abbildung 6.48: a) Anzahl und b) Summe der Peakhöhen aller detektierter für alle Proben aus den beiden Kampagnen K1 und K2 (negativer Messmodus)

Pour obtenir une différenciation plus fine dans le domaine des eaux souterraines, la PCA a été répétée uniquement avec les échantillons d'eau souterraine (**Figure 6.51** mode de mesure positif, **Figure 6.52** mode de mesure négatif). Une séparation similaire à celle obtenue avec l'approche multi-cibles (chapitre 6.7.3) a été constatée. Le graphique des charges (figure de droite dans les **figures 6.51** et **6.52**) montre que les features qui ont été fortement pondérés pour la séparation des groupes sont également des composants cibles. Par exemple, le feature « 237.1029_8.61 » (masse au temps de rétention) correspond à la carbamazépine.

Afin de faciliter l'identification manuelle ciblée parmi la multitude de substances, les données ont été classées par ordre de priorité. Pour le classement par ordre décroissant d'intensité (Int), 24 features en mode de mesure positif et 15 en mode de mesure négatif dépassaient le seuil d'intensité (200 000 cps). Lors de la hiérarchisation en fonction de l'infiltration potentielle dans les eaux souterraines, 23 features ont été identifiés en mode de mesure positif et 20 en mode de mesure négatif, pour lesquels des essais d'identification ont été effectués. En mode de mesure positif, 4 features ont été identifiés et en mode de mesure négatif, 3 features et ce pour les deux priorisations. En mode de mesure positif, sur les 44 features prioritaires, 21 étaient de niveau 1, un feature de niveau 2a, huit features de niveau 2b, neuf features de niveau 4 et pour cinq autres features, aucune formule brute n'a pu être générée. En mode de mesure négatif, sur les 33 features prioritaires, cinq étaient de niveau 1, un de niveau 2a, cinq de niveau 2b, 16 de niveau 4 et pour six autres, aucune formule brute n'a pu être générée.

Le temps nécessaire à ces essais d'identification était difficilement prévisible et il s'est finalement avéré relativement long. Néanmoins, le traitement non ciblé (à savoir l'analyse ciblée avec un nombre limité de paramètres) effectué en Hesse fournit des informations décisives pour la surveillance des eaux souterraines. Cette démarche a permis d'acquérir de nouvelles connaissances sur des substances déjà détectables dans les eaux souterraines (ou susceptibles d'être détectées dans un avenir proche), mais qui ne font pas encore partie intégrante du programme de mesure standard, car elles ne sont pas (encore) répandues géographiquement.

Les données ont été fournies via la plateforme d'échange « Digital Sample Freezing Platform » (DSFP). Lien d'accès (dernier accès : 12/02/2026) : https://dsfp.norman-data.eu/dataset/0e30b4b5-179a-4e1e-b47c-62f93f26b62c

(Int) wurden im positiven Messmodus 24 Features und im negativen Messmodus 15 Features oberhalb dem Intensitätsschwellenwert (200.000 cps) festgestellt. Bei der Priorisierung nach potenzieller Grundwasserinfiltration wurden für den positiven Messmodus 23 und für den negativen Messmodus 20 Features festgestellt, für welche Identifikationsversuche vorgenommen wurden. Im positiven Messmodus wurden 4 Features und im negativen Messmodus 3 Features bei beiden Priorisierungen festgestellt. Im positiven Messmodus konnten von den insgesamt 44 priorisierten Features 21 mit Level 1 identifiziert werden, ein Feature mit Level 2a, acht Features mit Level 2b, neun Features mit Level 4 und für fünf weitere Features konnte keine Summenformeln generiert werden. Im negativen Messmodus konnten von den insgesamt 33 priorisierten Feature fünf mit Level 1 identifiziert werden, eines mit Level 2a, fünf mit Level 2b, 16 mit Level 4 und für sechs weitere konnte keine Summenformel generiert werden.

Die benötigte Zeit für diese Identifikationsversuche war schwer zu prognostizieren und letztlich verhältnismäßig lang. Dennoch informiert das in Hessen durchgeführte Non-Target Screening das Grundwassermonitoring, also die Target-Analyse mit begrenztem Parameterumfang, entschieden. Es wurden neue Erkenntnisse über Stoffe, die bereits im Grundwasser nachweisbar sind (oder potenziell in naher Zukunft nachgewiesen werden können), aber die noch nicht fester Bestandteil vom Standard Messprogramm sind, da sie ggf. (noch) nicht räumlich verbreitet auftreten, gewonnen.

Die Datenbereitstellung erfolgte über die Austauschplattform „Digital Sample Freezing Platform“ (DSFP). Der Abruflink (letzter Abruf: 12.02.2026) ist: https://dsfp.norman-data.eu/dataset/0e30b4b5-179a-4e1e-b47c-62f93f26b62c

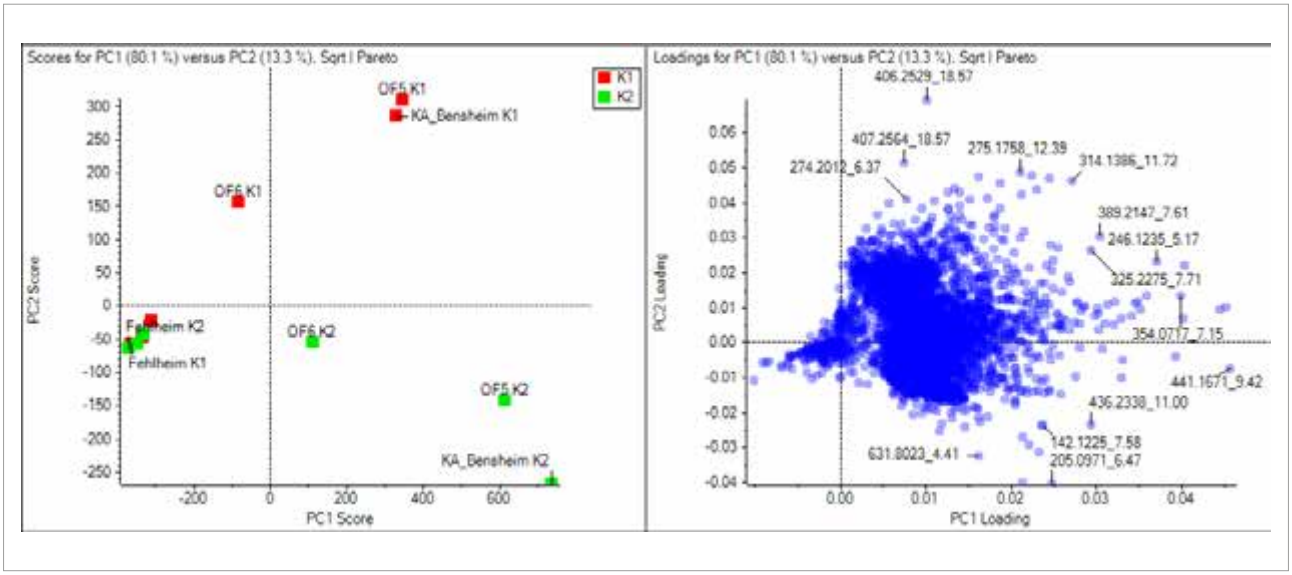


Figure 6.49 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales, réalisée avec toutes les features et tous les échantillons (mode de mesure positif)

Abbildung 6.49: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Features und allen Proben durchgeführt wurde (positiver Messmodus)

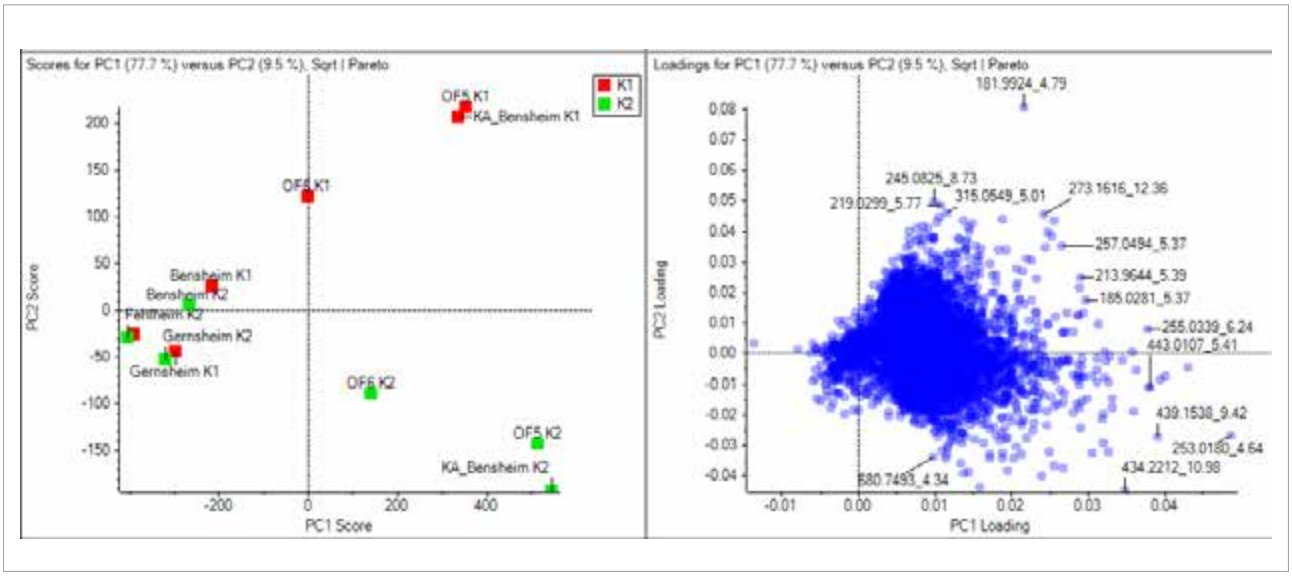


Figure 6.50 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales, réalisée avec toutes les features et tous les échantillons (mode de mesure négatif)

Abbildung 6.50: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Features und allen Proben durchgeführt wurde (negativer Messmodus)

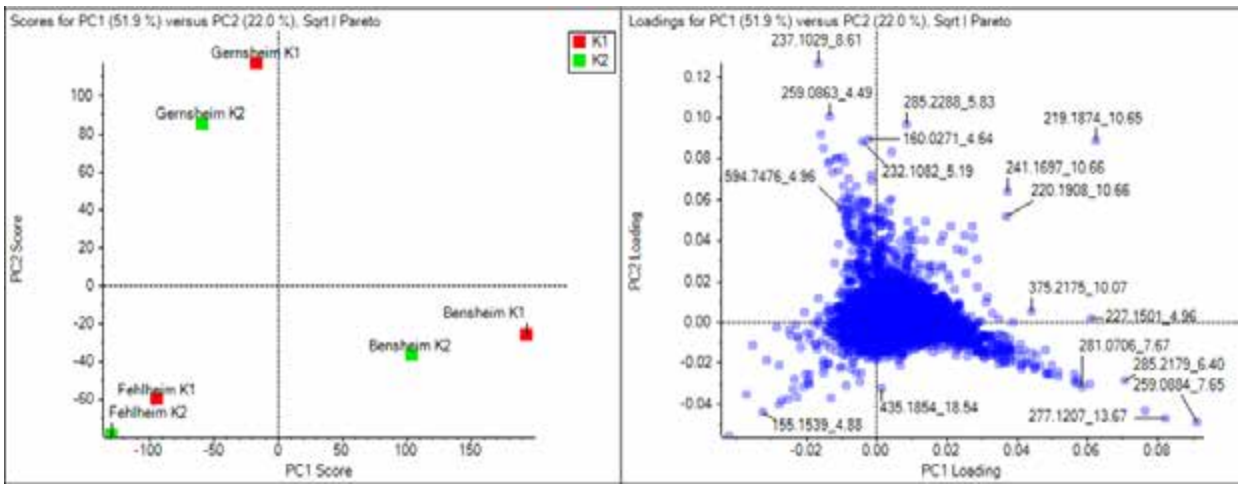


Figure 6.51 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales, réalisée avec toutes les features et tous les échantillons d'eau souterraine (mode de mesure positif)

Abbildung 6.51: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Features und allen Grundwasserproben durchgeführt wurde (positiver Messmodus)

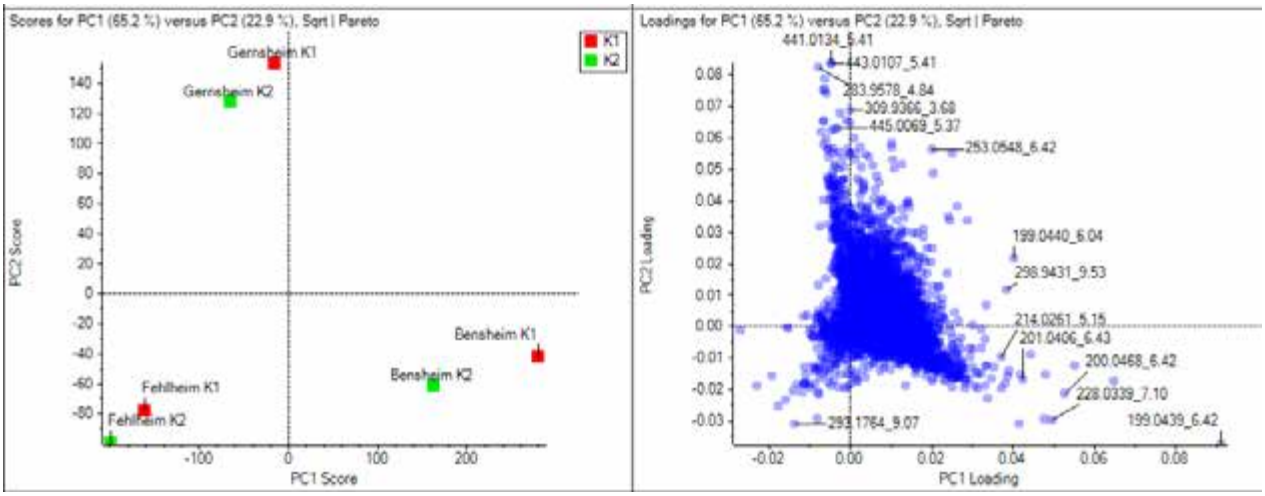


Figure 6.52 : Score (à gauche) et loadings (à droite) de l'analyse en composantes principales, réalisée avec toutes les features et tous les échantillons d'eau souterraine (mode de mesure négatif)

Abbildung 6.52: Score- (links) und Loadings (rechts) der Hauptkomponentenanalyse, welche mit allen Features und allen Grundwasserproben durchgeführt wurde (negativer Messmodus)

6.7.5. Conclusion

Au total, six points de mesure ont été étudiés : trois points de mesure d'eau souterraine (Bensheim, Fehlheim, Gernsheim), deux points de mesure d›eau de surface (OF5 et OF6) et un point de mesure au rejet de la station d'épuration de Bensheim (STEU Bensheim). Chaque point de mesure a fait l'objet de deux prélèvements (campagnes K1 (novembre 2023) et K2 (janvier 2024)). Une approche multi-cibles et un traitement non ciblé ont été réalisés. L'évaluation quantitative n'a pas fait l'objet de l'étude.

Dans le cadre de l'analyse multi-cibles, environ 1 200 micropolluants organiques, disponibles en laboratoire auprès du Zweckverband Landeswasserversorgung (syndicat intercommunal chargé de l'approvisionnement en eau) comme matériel de référence, ont été analysés dans les échantillons. Au total, 162 résultats positifs, c'est-à-dire des correspondances avec les quelques 1 200 composés cibles connus, ont été constatés. 154 de ces substances ont pu être identifiées de manière certaine (niveau 1, Schymanski et al. 2014). Pour huit substances, aucun spectre MS/MS n'a été enregistré lors de la mesure, raison pour laquelle elles n'ont pas pu être identifiées avec certitude (niveau 3). Dans le cadre de l'analyse multi-cibles, les signaux les plus intenses s'expliquent presque exclusivement par des principes actifs de médicaments ou leurs métabolites. Les substances les plus fréquentes étaient : le candésartan, la 4-formylaminoantipyrine, le métoprolol, l'O-desméthylvenlafaxine, la 4-acétylamidoantipyrine, la lamotrigine, le valsartan et la carbamazépine. Les intensités les plus fortes ont été relevées lors de la deuxième campagne de mesure (K2) dans la station d'épuration de Bensheim et sur les points de mesure du Mühl- et Mittelgraben (OF5). Les différences d'intensité les plus marquées entre les deux campagnes de mesure concernent les substances suivantes : acide amidotrizoïque, 4-aminoantipyrine, saccharine, 4-isobutyl-2-pyrro-lidinone, valsartan, sulfapyridine, acide ritalique et sulfaméthoxazole. Ces différences indiquent une présence discontinue et sont une marque d'apports industriels. En ce qui concerne une éventuelle infiltration dans les eaux souterraines à Gernsheim, les substances suivantes ont été relevées : carbamazépine, 4-formylaminoantipyrine, sucralose et acide amidotrizoïque. Alors que pratiquement aucune contamination n'a été détectée dans les eaux souterraines du point de mesure avec la crépine profonde à Fehlheim, certaines substances, dont des composés de la famille des PFAS, ont été trouvées à Bensheim. Les substances suivantes étaient particulièrement visibles : l'acide p-toluènesulfonique, le phosphate de tris(2-chloroéthyle), le métolachlore CGA 380168, l'acide perfluorobutane sulfonique, l'acide perfluoropentane sulfonique, le cyclamate, l'acide perfluorooctanoïque, l'acide métoprololique, l'acide perfluoroheptanoïque, la propyphénazone et l'acide perfluoropentanoïque.

6.7.5. Schlussfolgerung

Insgesamt wurden sechs Messstellen – drei Grundwassermessstellen (Bensheim, Fehlheim, Gernsheim), zwei Oberflächengewässermessstellen (OF5 und OF6) und eine Messstelle im Ablauf der Kläranlage Bensheim (KLA Bensheim) – untersucht. Jede Messstelle wurde zweifach beprobt (Kampagnen K1 (November 2023) und K2 (Januar 2024)). Es wurde sowohl ein Multi-Target Ansatz als auch ein Non-Target-Screening durchgeführt. Die quantitative Auswertung war dabei nicht Gegenstand der Untersuchung.

Bei der Multi-Target Analyse wurden ca. 1.200 organische Spurenstoffe, welche im beauftragten Labor vom Zweckverband Landeswasserversorgung BW als Referenzmaterial vorlagen, in den Proben untersucht. Insgesamt konnten 162 Positivbefunde, also Übereinstimmungen mit den ca. 1.200 bekannten Zielverbindungen, festgestellt werden. Es konnten 154 der Stoffe eindeutig (Level 1, Schymanski et al. 2014) identifiziert werden. Für acht Stoffe wurde bei der Messung kein MS/MS-Spektrum aufgezeichnet, weshalb diese nicht zweifelsfrei identifiziert werden konnten (Level 3). Die intensivsten Signale insgesamt konnten im Rahmen des Multi-Target-Screenings fast ausnahmslos über Arzneimittelwirkstoffe oder deren Metaboliten erklärt werden. Die TOP-Hits waren: Candesartan, 4-Formylaminoantipyrine, Metoprolol, O-Desmethylvenlafaxine, 4-Acetylamidoantipyrine, Lamotrigin, Valsartan und Carbamazepin. Die höchsten Intensitäten wurden im Rahmen der zweiten Messkampagne (K2) in der Kläranlage Bensheim bzw. in der Oberflächengewässermessstelle im Mühl- und Mittelgraben (OF5) gefunden. Die höchsten Intensitätsunterschiede zwischen den beiden Messkampagnen wurden für folgende Stoffe beobachtet: Amidotrizoesäure, 4-Aminoantipyrin, Saccharin, 4-Isobutyl-2-pyrro-lidinone, Valsartan, Sulfapyridine, Ritalinsäure und Sulfamethoxazol. Diese Unterschiede deuten auf diskontinuierliches Auftreten hin und stellen ein Indiz für industrielle Einträge dar. Im Hinblick auf eine mögliche Grundwasserinfiltration in Gernsheim waren folgende Stoffe auffällig: Carbamazepin, 4-Formylaminoantipyrine, Sucralose und Amidotrizoesäure. Während im Grundwasser der tiefer verfilterten Messstelle in Fehlheim kaum Belastungen detektiert werden konnten, waren in Bensheim einige Stoffe, darunter Vertreter aus der Gruppe der PFAS, zu finden. Auffällig waren hier die Stoffe p-Toluolsulfonsäure, Tris-(2-chloroethyl) phosphat, S-Metolachlor CGA 380168, Perfluorbutansulfonsäure, Perfluorpentansulfonsäure, Cyclamat, Perfluoroctan-säure, Metoprololsäure, Perfluorheptansäure, Propyphenazon und Perfluorpentansäure.

Für das eigentliche Non-Target-Screening (NTS) wurden Featurelisten priorisiert, um gezielte Identifikationsversuche für eine überschaubare Featureanzahl im Rahmen dieser Untersuchung vorzunehmen. Hier wurde zum einen nach absteigender Gesamtintensität der Signale priorisiert,

Pour l'analyse non ciblée (NTS) proprement dit, des listes de features ont été dressées par ordre de priorité afin de procéder à des tentatives d'identification ciblées pour un nombre raisonnable de features dans le cadre de cette étude. Les priorités ont été établies en fonction de l'intensité totale décroissante des signaux et, les substances susceptibles de s'infiltrer dans les eaux souterraines à Gernsheim ont été classées par ordre de priorité. En plus des résultats de niveau 1 déjà rapportés, 15 autres substances de niveau 2 ont pu être identifiées lors du NTS. Les résultats de niveau 2 sont considérés comme moins fiables, c'est pourquoi il serait souhaitable de se procurer des matériaux de référence pour une confirmation finale.

Dans cette étude, l'étendue des substances vérifiables dépassait celle des programmes de surveillance classiques, qui ne portent que sur des substances prédéfinies. Dans l'ensemble, les résultats du NTS montrent, entre autres, une diversité accrue des substances dans les zones où l'interaction entre les eaux de surface et les eaux souterraines est intense, ainsi qu'en aval des rejets des stations d'épuration municipales. Les statistiques multivariées ont permis d'obtenir une vue plus claire des différences et des similitudes entre les échantillons. Cela montre également à quel point il est crucial de minimiser de manière ciblée les apports de micropolluants dans les eaux, par exemple grâce à une quatrième étape de traitement.

En outre, la méthode présentée ici apporte une valeur ajoutée innovante, pertinente pour une surveillance des eaux souterraines adaptative et tournée vers l'avenir.

zum anderen wurden Stoffe priorisiert, welche ggf. bei Gernsheim ins Grundwasser infiltrieren. Zusätzlich zu den bereits berichteten Level-1-Befunden, konnten beim NTS noch 15 weitere Stoffe auf Level-2 identifiziert werden. Bei Level-2-Befunden ist von einer höheren Treffersicherheit auszugehen, weshalb hier die Beschaffung von Referenzmaterialen zur finalen Bestätigung anzuraten wäre.

In dieser Studie überstieg der überprüfbare Substanzumfang den von klassischen Monitoring-Programmen, bei denen nur vordefinierte Substanzen analysiert werden. Insgesamt zeigen die NTS-Ergebnisse u.a. eine erhöhte Stoffvielfalt in Gebieten mit intensiver Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktion sowie im Abstrom kommunaler Kläranlageneinleitungen. Mittels multivariater Statistik konnte hier ein tieferer Einblick in die Unterschiede sowie Gemeinsamkeiten der Proben gewonnen werden. Dies betont auch die zunehmende Wichtigkeit der gezielten Minimierung von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer, wie z.B. durch eine 4. Reinigungsstufe.

Zudem hat das hier gezeigte Verfahren einen innovativen Mehrwert, der relevant für ein adaptives, zukunftsorientiertes Grundwassermonitoring ist.

6.8.

Conclusion intermédiaire

Cette étude, inscrite dans le cadre de l'axe 2 du projet ERMES-ii-Rhin, était consacrée à la caractérisation des transferts de micropolluants des cours d'eau (ESU) vers les eaux souterraines (ESO), sous le prisme des rejets d'effluents de stations de traitements des eaux usées (STEU).

Les travaux ont été menés sur six sites pilotes (**cf. Carte 3.06, Chapitre 3**), répartis entre les six régions partenaires. Bien qu'étroitement liés aux spécificités locales de chaque site pilote, les résultats obtenus permettent de dégager des tendances générales robustes, présentées dans cette conclusion.

Influence des rejets de STEU sur la qualité des cours d'eau et des eaux souterraines adjacentes

Sur chacun des sites pilotes étudiés, les résultats montrent que des micropolluants organiques présents dans les rejets de STEU peuvent migrer vers les eaux souterraines, avec des niveaux d'impacts relativement variables, dépendant des caractéristiques locales (hydrogéologiques, types d'effluents, etc.), des conditions de mesures ou des substances considérées. Ces transferts surviennent par infiltration des eaux de rivières réceptrices d'effluents traités. Ces observations confirment le rôle des rejets de STEU comme sources potentielles de contamination des nappes alluviales, voire de pollution des captages d'alimentation en eau potable.

D'une manière générale, la diversité et la concentration des micropolluants considérés comme spécifiques des eaux usées ont tendance à augmenter en eaux de surface à l'aval des rejets de STEU, et en eaux souterraines à proximité de la rivière contaminée.

Il convient tout de même de souligner que parmi les contaminations observées, toutes ne proviennent pas uniquement des STEU mais résultent d'un ensemble d'apports. Parmi les substances recherchées, ce constat s'applique particulièrement aux PFAS et aux pesticides.

Micropolluants associés aux contaminations observées

Les résultats confirment qu'une partie des micropolluants organiques présents dans les eaux usées ne sont pas ou partiellement éliminés par les STEU. **Parmi les composés présentant la plus forte propension à contaminer les ESO à l'aval des rejets de STEU figurent principalement des substances pharmaceutiques, des adjuvants alimentaires,** et de manière plus secondaire des PFAS (dont le TFA), certains pesticides et des triazoles. Ces micropolluants sont pour la plupart hydrophiles et persistants.

6.8.

Zwischenfazit

Diese Untersuchung im Rahmen von Schwerpunkt 2 des Projekts ERMES-ii-Rhein hatte die Charakterisierung des Eintrags von Spurenstoffen aus Fließgewässern (OW) in das Grundwasser (GW) unter Berücksichtigung der Einleitungen aus Kläranlagen (KLA) zum Ziel.

Die Arbeiten wurden in sechs Pilotgebieten (**Karte 3.06, Kapitel 3**) durchgeführt, die sich auf die sechs Partnerregionen verteilten. Obwohl die Ergebnisse von den standortspezifischen Besonderheiten abhängen, lassen sich allgemeine Ergebnisse ableiten, die im Folgenden vorgestellt werden.

Einfluss der Einleitungen aus KLA auf die Qualität der aufnehmenden Einleitgewässer und des Grundwassers

In jedem Pilotgebiet zeigen die Ergebnisse, dass die in Kläranlageneinleitungen enthaltenen organischen Spurenstoffe in das Grundwasser gelangen können. Die Auswirkungen variieren dabei je nach den lokalen Gegebenheiten (hydrogeologische Eigenschaften, Art der Abwässer usw.), den Messbedingungen oder den betrachteten Stoffen. Der Transfer erfolgt durch Infiltration der Oberflächengewässer, die als Vorfluter für behandelte Abwässer dienen. Diese Beobachtungen bestätigen die Rolle von Kläranlageneinleitungen als potenzielle Quelle für den Spurenstoffeintrag in das Grundwasser oder auch für die Verschmutzung von Trinkwasser.

Generell nehmen die Vielfalt und Konzentration der als abwasserspezifisch geltenden Spurenstoffe in Oberflächengewässern stromabwärts von Kläranlagen sowie in der Nähe der belasteten Fließgewässer auch im Grundwasser zu.

Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass die beobachteten Spurenstoffe nicht ausschließlich aus Kläranlagen stammen, sondern aus unterschiedlichen Verschmutzungsquellen kommen. Unter den untersuchten Substanzen gilt dies insbesondere für PFAS und Pflanzenschutzmittel.

Für die nachgewiesenen Belastungen verantwortliche Spurenstoffe

Die Ergebnisse bestätigen, dass ein Teil der im Abwasser vorhandenen organischen Spurenstoffe in den Kläranlagen nicht oder nur teilweise entfernt wird. **Zur Verschmutzung des Grundwassers stromabwärts von Kläranlageneinleitungen tragen überwiegend pharmazeutische Substanzen und Lebensmittelzusatzstoffe** bei, sowie in geringerem Maße PFAS (einschließlich TFA), bestimmte PSM und Triazole. Diese Spurenstoffe sind meist hydrophil und persistent.

Différents facteurs modulent la contamination des eaux souterraines

La contamination des eaux souterraines par les substances identifiées peut dépendre de nombreux facteurs, hydrologiques (étiages, crues), hydrogéologiques (degré d'interconnexion rivière/nappe), opérationnels (liés au fonctionnement des STEU), ainsi que physico-chimiques et biologiques (liée aux propriétés des substances et conditions du milieu). Ces facteurs conditionnent, dans l'espace et dans le temps, l'infiltration des micropolluants depuis la rivière vers les eaux souterraines.

Certains de ces facteurs, en particulier liés au rôle de la zone hyporhéique (interface active entre l'eau du cours d'eau et la matrice sédimentaire, sus jacente à l'aquifère), n'ont pas pu faire l'objet d'approfondissement sur l'ensemble des sites étudiés.

Apports des outils analytiques innovants

Des analyses non ciblées par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS) ont été réalisées sur le site pilote de la Wiese. Les résultats de ces analyses ne sont donc pas détaillés dans la suite de ce paragraphe ; seules les données obtenues par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (LC-HRMS) et qui suivent la méthodologie commune le sont.

Les analyses non ciblées ont permis de détecter plusieurs milliers de features dans les échantillons de chaque site pilote (**Tableau 6.4**). Certains sont spécifiques à un site, d'autres sont détectés dans plusieurs échantillons (rejets de STEU, eaux de surface et/ou eaux souterraines). La comparaison de ces features à l'échelle de chaque site pilote permet de mettre en évidence des similitudes et/ou différences entre plusieurs sites mais aussi un impact des conditions hydrologique et saisonnière et des potentielles relations nappe/rivière.

Comme l'illustre la **Figure 6.29** à l'échelle du site pilote de l'Ill, le nombre de features identifiés est nettement inférieur à celui des features inconnus. Cela vaut également pour les autres sites pilotes.

Au total entre 61 et 194 substances ont été identifiées dans chaque site pilote peu importe le type de base de données utilisées (**Tableau 6.4**). Les résultats obtenus confirment ceux des analyses ciblées : les substances pharmaceutiques, les adjuvants alimentaires et les pesticides sont les familles de substances les plus identifiées dans les échantillons des sites pilotes.

Verschiedene Faktoren beeinflussen die Grundwasserverschmutzung

Die Verschmutzung des Grundwassers durch die identifizierten Stoffgruppen hängt von zahlreichen Faktoren ab, darunter von hydrologischen (Niedrigwasser, Hochwasser), hydrogeologischen (Grad der Verbindung zwischen Fließgewässer und Grundwasser), betrieblichen (im Zusammenhang mit der KLA) sowie physikalisch-chemischen und biologischen (Stoffeigenschaften und Umweltbedingungen) Faktoren. Diese beeinflussen die Infiltration von Spurenstoffen aus dem Fließgewässer in das Grundwasser räumlich und zeitlich.

Einige dieser Faktoren, insbesondere im Zusammenhang mit der hyporheischen Zone (aktive Schnittstelle zwischen dem Wasser des Flusses und der Sedimentmatrix über dem Grundwasserleiter), konnten nicht in allen Pilotgebieten vertiefend untersucht werden.

Beitrag innovativer Analysewerkzeuge

Am Pilotgebiet Wiese wurden Non-Target-Analysen mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC-MS) durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Analysen werden daher im weiteren Verlauf dieses Absatzes nicht im Detail dargestellt; es werden lediglich die Daten behandelt, die mittels Flüssigchromatographie in Verbindung mit hochauflösender Massenspektrometrie (LC-HRMS) gewonnen wurden und der gemeinsamen Methodik entsprechen.

Durch Non-Target-Analysen konnten mehrere tausend Features in den Proben jedes Pilotgebiets nachgewiesen werden (**Tabelle 6.4**). Einige Features sind standortspezifisch, andere wurden in mehreren Proben nachgewiesen (Kläranlageneinleitungen, Oberflächenwasser und/oder Grundwasser). Der Vergleich der Features der einzelnen Pilotgebiete ermöglichte es, Ähnlichkeiten und/oder Unterschiede zwischen mehreren Pilotgebieten sowie die Auswirkungen der hydrologischen und saisonalen Bedingungen und der potenziellen Beziehungen zwischen Grundwasser und Fließgewässer aufzuzeigen.

Abbildung 6.29 für das Pilotgebiet Ill zeigt, dass die Anzahl der identifizierten Features deutlich geringer ist als die der unbekannten Features. Dies gilt gleichermaßen auch für die anderen Pilotgebiete.

Insgesamt wurden in jedem Pilotgebiet zwischen 61 und 194 Stoffe identifiziert, unabhängig von der Art der verwendeten Datenbank (**Tabelle 6.4**). Diese Ergebnisse bestätigen die Ergebnisse der gezielten Analysen: Pharmazeutische Substanzen, Lebensmittelzusatzstoffe und Pflanzenschutzmittel sind die Stoffgruppen, die in den Proben der Pilotgebiete am häufigsten nachgewiesen wurden.

	Birs (BL)	Ill (AL)		Kinzig (BW)	Landgraben (RP)	Winkelbach (HE)
		Ponctuel Punktuelle	POCIS			
Nombre de substances recherchées Anzahl der untersuchten Stoffe	388	574		~20.000	3 870 avec spectres HRMS MS 3.870 mit HRMS/MS Spektren 13 800 avec spectres MS MS 13.800 mit MS/MS Spektren	~1.200
Nombre de substances identifiées Anzahl der identifizierten Stoffe	61	162	175	108	194	162
Nombre de substances identifiées en plus de l'analyse ciblée Anzahl der zusätzlich zur gezielten Analyse identifizierten Stoffe		51	60	94		Il n'est pas possible de se prononcer, car aucune analyse ciblée n'a été effectuée en Hesse Keine Aussage möglich, da keine zusätzlichen gezielten Analysen in Hessen

Tableau 6.4 : Résumé à l'échelle de chaque site pilote des nombres de features recherchés (toutes campagnes et échantillons confondus) et de substances identifiées

Tabelle 6.4: Überblick der untersuchten Features (übergreifend für alle Kampagnen und Proben) und identifizierten Stoffe für jedes Pilotgebiet

Perspectives globales

Dans le Rhin supérieur, près de 80 % de la population est alimentée par la nappe rhénane, dont environ 60 % de la recharge est assurée par les cours d'eau. Les relations rivières/nappe constituent alors un élément clé de la qualité chimique de cette nappe phréatique.

Malgré des niveaux d'impact variables, tous les sites pilotes montrent une influence mesurable des rejets de STEU sur la qualité des ESO situées proche des zones d'infiltration des rivières contaminées par des effluents traités (ou non traités en situation de débordement des réseaux d'égouts).

Dans ce contexte, l'étude des flux de substances rivière/nappe représente un enjeu scientifique fort et une importance stratégique pour une gestion durable de l'aquifère rhénan. Ces résultats mettent en évidence la nécessité de mieux prendre en compte les contextes hydrologiques et hydrogéologiques pour la gestion des rejets d'eaux usées et la protection de la nappe rhénane, en anticipant notamment l'évolution des besoins en eau, des pressions anthropiques et des effets du changement climatique. Ce dernier est susceptible d'impacter fortement le régime d'écoulement des rivières réceptrices et donc leurs capacités épuratoires (dilution de la charge de micropolluants).

Afin de préserver la qualité des eaux souterraines dans la région du Rhin supérieur, il convient de réduire davantage les rejets de micropolluants provenant des eaux usées dans

Allgemeine Perspektiven

Am Oberrhein werden fast 80 % der Bevölkerung mit Wasser aus dem dortigen Grundwasser versorgt, dessen Neubildung zu etwa 60 % durch Flüsse gewährleistet wird. Die Beziehung zwischen den Fließgewässern und dem Grundwasser ist daher ein Schlüsselelement für die chemische Beschaffenheit dieses Grundwassers.

In allen Pilotgebieten ist, wenngleich in unterschiedlichem Maße, ein messbarer Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf die Qualität des Grundwassers in der Nähe der Versickerungsgebiete von Flüssen festzustellen, die mit behandelten Abwässern (oder bei Überlaufen der Kanalisation mit unbehandelten Abwässern) belastet sind.

In diesem Zusammenhang ist die Untersuchung der Stoffflüsse zwischen Fließgewässern und Grundwasser von großer wissenschaftlicher Bedeutung und strategischer Relevanz für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Grundwasserleiters. Die Ergebnisse belegen die Notwendigkeit, hydrologische und hydrogeologische Gegebenheiten bei der Abwasserbewirtschaftung und den Maßnahmen zum Grundwasserschutz stärker zu berücksichtigen, insbesondere durch die Vorwegnahme der Entwicklung des Wasserbedarfs, der anthropogenen Belastungen und der Folgen des Klimawandels. Letzteres dürfte sich stark auf den Abfluss der Vorfluter und damit auf deren Reinigungsvermögen (Verdünnung der Spurenstoffe) auswirken.

les cours d'eau, notamment ceux issus des eaux usées municipales traitées par les stations d'épuration. Des mesures existantes ou nouvelles sont proposées en ce sens au **chapitre 8**.

Par ailleurs, la présente étude n'a porté que sur un nombre limité de sites, en raison de contraintes financières, de temps et/ou de moyens opérationnels. Au vu des résultats obtenus dans les sites pilotes, on peut supposer que d'autres secteurs du fossé rhénan supérieur pourraient présenter des conditions hydrogéologiques similaires et des schémas de pollution potentiellement comparables. Les enseignements tirés de ce projet, tant en termes de connaissances et de méthodologie que d'utilisation d'outils de mesure complémentaires (analyse non ciblée), peuvent constituer une base utile pour d'éventuelles études complémentaires, en particulier dans les zones de captage d'eau potable présentant des liens hydrauliques étroits avec les cours d'eau.

Synthèse et liens avec les résultats de l'axe 1

Le chapitre 6 a permis d'identifier une voie d'apport de micropolluants via les rejets des stations d'épuration vers les eaux de surface, puis vers les eaux souterraines. Le **chapitre 7** ci-après examine, à titre exploratoire, dans quelle mesure cette voie d'apport pourrait être pertinente pour l'ensemble du système de l'aquifère du fossé rhénan supérieur.

Les résultats des six sites pilotes seront comparés entre eux afin d'établir une liste de substances indicatrices pour cette voie d'apport, qui pourrait s'avérer utile pour l'ensemble du système de l'aquifère du Rhin supérieur. De plus, les résultats NTS propres à l'axe 2 seront comparés à d'autres associés à des points de mesure de l'axe 1 (Alsace et Rhénanie-Palatinat).

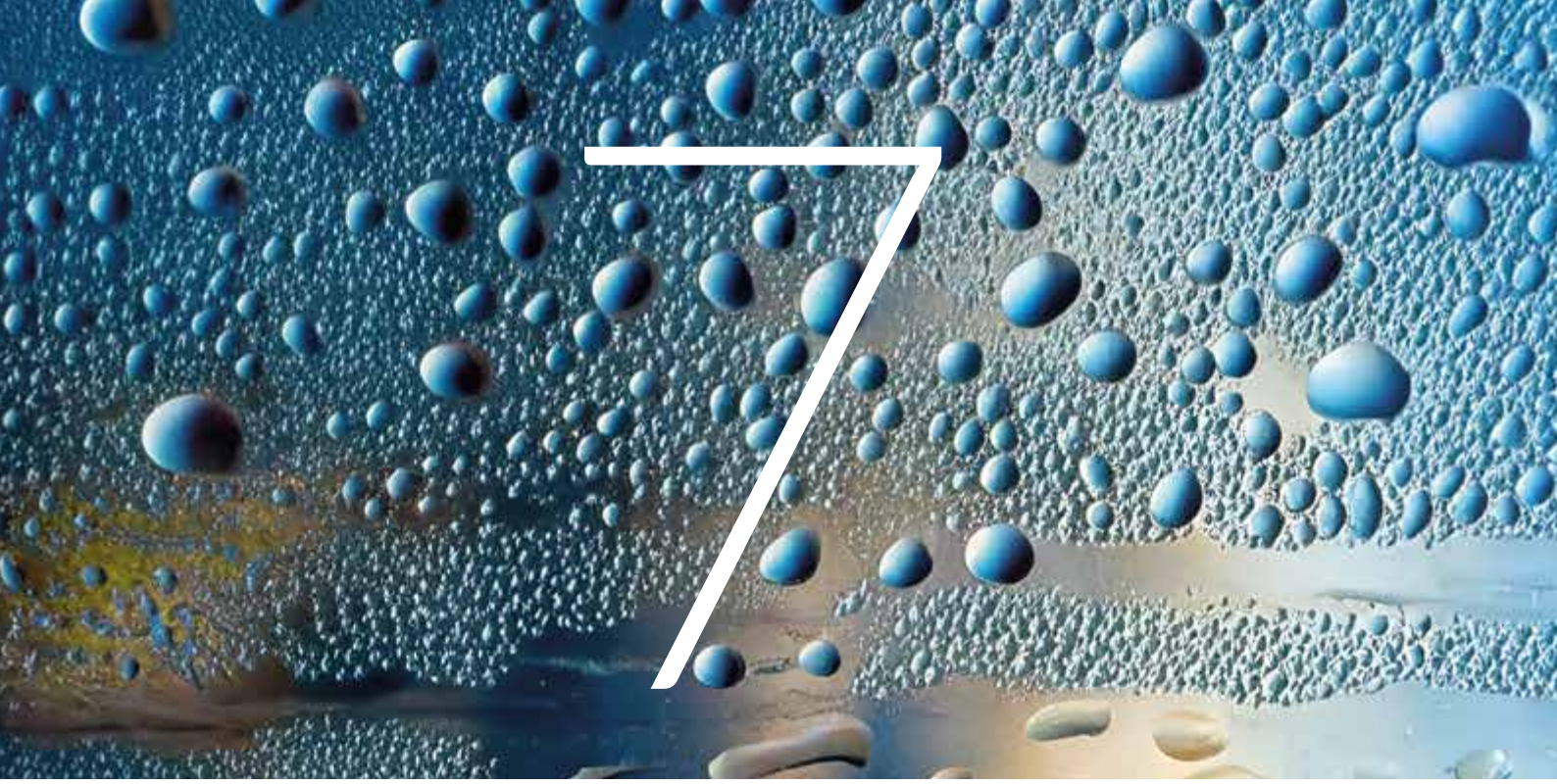
Um die Qualität des Grundwassers am Oberrhein zu erhalten, muss der Eintrag von Spurenstoffen in Fließgewässer, etwa über gereinigtes kommunales Abwasser aus Kläranlagen, weiter reduziert werden. Diesbezüglich bestehende und neue Maßnahmen werden in **Kapitel 8** aufgelistet.

Aus finanziellen, zeitlichen und/oder operativen Gründen wurde in der vorliegenden Untersuchung nur eine begrenzte Anzahl von Gebieten untersucht. Die Ergebnisse der Pilotgebiete legen nahe, dass auch in weiteren Bereichen des Oberrheingrabens ähnliche hydrogeologische Rahmenbedingungen und potenziell vergleichbare Belastungsmuster vorliegen könnten. Das in diesem Projekt gewonnene Wissen und die Erfahrungen hinsichtlich der Methodik sowie der Verwendung ergänzender Messinstrumente (Non-Target-Screening) stellen eine hilfreiche Grundlage für mögliche weitere Untersuchungen dar, insbesondere in Trinkwassergewinnungsgebieten, die enge hydraulische Verbindungen zu Fließgewässern aufweisen.

Zusammenfassung und Vergleich mit den Ergebnissen von Schwerpunkt 1

In Kapitel 6 wurde ein Eintragspfad von Spurenstoffen über Kläranlageneinleitung in Oberflächengewässer und von dort ins Grundwasser nachgewiesen. Im folgenden **Kapitel 7** wird explorativ untersucht, inwieweit dieser Eintragspfad im gesamten Grundwassersystem des Oberrheingrabens relevant sein könnte.

Die Ergebnisse der sechs Pilotgebiete werden miteinander verglichen, um eine Liste von Indikatorstoffen für diesen Eintragspfad zu erstellen, die für das gesamte Grundwassersystem des Oberrheingrabens relevant sein könnte. Darüber hinaus werden die NTS-Ergebnisse von Schwerpunkt 2 mit den Ergebnissen weiterer NTS-Analysen von Messstellen aus Projektschwerpunkt 1 (Elsass und Rheinland-Pfalz) verglichen.



Synthèse et compléments des résultats du projet ERMES-ii-Rhin

7.1. Les substances indicatrices de STEU et leur présence en nappe rhénane p. 429

7.1.1. Élaboration d'une liste commune de substances indicatrices de rejet de STEU p. 429

7.1.2. Comparaison de la liste de substances indicatrices de rejet de STEU avec les résultats de l'axe 1 p. 444

7.2. Analyses non ciblées (NTS) sur des points d'eau souterraine de l'axe 1 (BRGM-RP) p. 449

7.3. Synthèse de l'étude pression-impact (BRGM) p. 456

Zusammenfassung und Ergänzung der Ergebnisse des Projekts ERMES-ii-Rhein

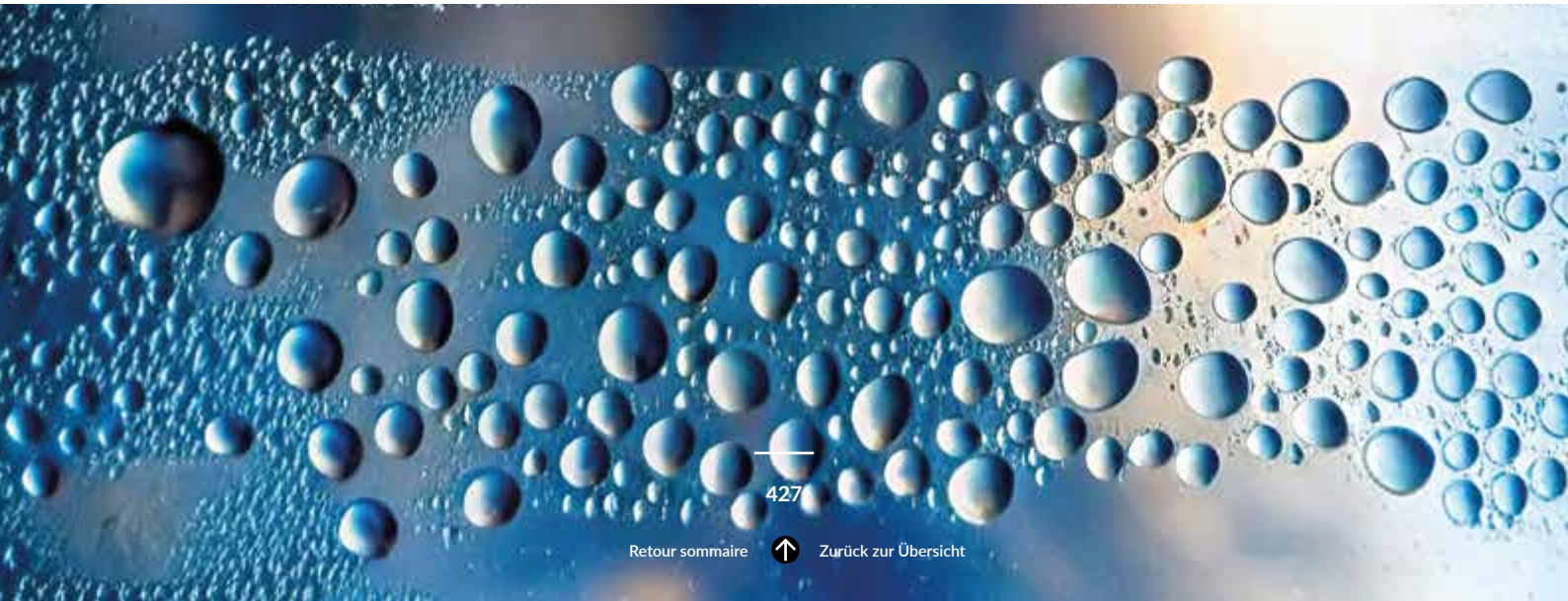
7.1. Abwasserindikatoren und ihr Vorkommen im Grundwasser des Oberrheingrabens S. 429

7.1.1. Identifikation gemeinsamer Abwasserindikatoren S. 429

7.1.2. Vergleich der identifizierten Abwasserindikatoren mit den Ergebnissen von Schwerpunkt 1 S. 444

7.2. Non-Target-Analysen (NTS) an Grundwassermessstellen des Schwerpunkts 1 (BRGM-RP) S. 449

7.3. Zusammenfassung der Belastung-Auswirkung-Studie (BRGM) S. 456



7 Synthèse et compléments des résultats du projet ERMES-ii-Rhin

Le chapitre 7 vise à synthétiser et à approfondir à titre exploratoire les résultats obtenus dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin.

D'une manière générale, les travaux menés à l'échelle transfrontalière (Axe 1 - chapitre 5) ont permis d'établir un état des lieux global de la contamination de la nappe du Rhin supérieur par les micropolluants. De leur côté, les résultats obtenus à l'échelle des six sites pilotes (Axe 2 - chapitre 6) ont permis de mieux comprendre le transfert de micropolluants en contexte d'échanges nappe/rivière et en considérant l'impact des rejets de STEU sur les eaux souterraines.

Ce chapitre débute par un croisement des résultats de l'axe 2 avec ceux de l'axe 1. Il s'agit d'extrapoler les enseignements tirés des études menées sur les sites pilotes et d'évaluer dans quelle mesure les transferts de pollution identifiés se répercutent à l'échelle de toute la nappe du Rhin supérieur.

Ensuite, la réalisation d'analyses NTS sur des points de l'axe 1 mais aussi la sélection et le calcul d'indicateurs de pression apparaissent comme une autre manière d'aller plus loin dans l'interprétation des résultats transfrontaliers ERMES-ii-Rhin.

7 Zusammenfassung und Ergänzung der Ergebnisse des Projekts ERMES-ii-Rhein

Kapitel 7 fasst die im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein erzielten Ergebnisse zusammen und vertieft sie zu Forschungszwecken.

Die grenzüberschreitenden Untersuchungen (Schwerpunkt 1 – Kapitel 5) haben eine umfassende Bewertung der Spurenstoffbelastung des Grundwassers im Oberrheingraben ermöglicht. Zudem haben die Ergebnisse der sechs Pilotgebiete (Schwerpunkt 2 – Kapitel 6) zu einem besseren Verständnis des Transfers von Spurenstoffen durch die Interaktion zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser unter Berücksichtigung von Kläranlageneinleitungen in die Gewässer beigetragen.

In diesem Kapitel werden zunächst die Ergebnisse von Schwerpunkt 2 mit denen von Schwerpunkt 1 verglichen. Darauf aufbauend können allgemeine Schlüsse aus den Untersuchungen in den Pilotgebieten gezogen und die Gültigkeit des identifizierten Schadstofftransfers für den gesamten Grundwasserkörper überprüft werden.

Durch NTS-Analysen an den Messstellen von Schwerpunkt 1 und die Auswahl und Berechnung von Belastungsindikatoren konnte die Interpretation der grenzüberschreitenden Ergebnisse von ERMES-ii-Rhein weiter vertieft werden.

7.1.

Les substances indicatrices de STEU et leur présence en nappe rhénane

L'objectif de cette partie est de réaliser une synthèse harmonisée des résultats obtenus individuellement sur les sites pilotes, afin d'en proposer une lecture commune à mettre en perspective des résultats de l'axe 1.

Ce travail repose sur deux étapes :

1. l'élaboration d'une liste commune de substances indicatrices de rejet de STEU, basée sur les résultats compilés des analyses ciblées de quatre sites pilotes (à l'exception du site pilote du Winkelbach en Hesse, et de celui de la Birs à Bâle-Campagne, car les analyses ciblées prévues dans le cadre de l'axe 2 n'ont pas été réalisées de manière systématique conformément aux spécifications du projet) ;
2. à partir des substances retenues dans la liste, la mise en perspective des résultats de l'axe 2 (échelle locale d'un tronçon de rivière) à ceux de l'axe 1 (échelle de la nappe rhénane), afin de vérifier la validité à grande échelle du schéma de transfert observé sur les sites pilotes.

La sélection des substances indicatrices de STEU est établie à partir d'une méthode détaillée ci-après.

7.1.1.

Élaboration d'une liste commune de substances indicatrices de rejet de STEU

Notion d'indicateurs de rejet de STEU

De nombreuses études ont été déployées à l'échelle mondiale pour identifier des traceurs ou indicateurs chimiques d'eaux usées. Le choix de ces indicateurs repose en général sur des critères spécifiques liés au contexte de leur recherche. C'est pourquoi les listes de paramètres recherchés dans le cadre de l'axe 2 du projet sont différentes d'un site pilote à l'autre.

La recherche de substances considérées comme indicatrices de STEU n'a pas pour finalité première d'établir un bilan global de la pollution ou de l'impact d'un rejet de STEU sur son milieu récepteur. Comme l'ont montré les résultats NTS (**chapitre 6**), des milliers de features (potentiellement des micropolluants) sont détectés dans les rejets de STEU.

Les substances indicatrices d'eaux usées traitées permettent avant tout de tracer l'influence des rejets de STEU dans le milieu, en l'occurrence les eaux souterraines dans le cas présent.

Pour éclairer la compréhension de la notion de substances indicatrices de rejet de STEU dans le cadre du présent exercice, la définition suivante, établie à partir de la littérature scientifique internationale (Dickenson et al., 2011 ; Lim, F. Y., Ong, S. L., & Hu, J., 2017 ; Drewes, J. E., Sedlak, D., Snyder, S., & Dickenson, E., 2008), est proposée.

7.1.

Abwasserindikatoren und ihr Vorkommen im Grundwasser des Oberrheingrabens

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der einzelnen Pilotgebiete zusammengefasst, vereinheitlicht und unter Berücksichtigung der Ergebnisse von Schwerpunkt 1 interpretiert.

Dies erfolgt in zwei Schritten:

1. Erstellung einer gemeinsamen Liste von Abwasserindikatoren anhand der Ergebnisse der gezielten Analysen in vier Pilotgebieten (ausgenommen sind die Pilotgebiete Winkelbach in Hessen und Birs in Basel-Landschaft, da die gezielten Analysen im Rahmen von Schwerpunkt 2 nicht systematisch gemäß den Projektvorgaben durchgeführt wurden)
2. Vergleich der Ergebnisse von Schwerpunkt 2 (Fließgewässerabschnitt, lokal) mit denen von Schwerpunkt 1 (Grundwasser im Oberrheingraben) anhand der in die Liste aufgenommenen Stoffe, um die Gültigkeit des in den Pilotgebieten beobachteten Stofftransfermusters in großem Maßstab zu überprüfen.

Die Auswahl der Abwasserindikatoren erfolgte anhand der nachstehend beschriebenen Methode.

7.1.1.

Identifikation gemeinsamer Abwasserindikatoren

Abwasserindikator: Begriffsklärung

In zahlreichen internationalen Studien wurden chemische Marker bzw. Indikatoren für Abwasser identifiziert. Die Auswahl dieser Indikatoren hängt in der Regel von standortspezifischen Kriterien ab. Aus diesem Grund unterscheiden sich die Listen der im Rahmen von Schwerpunkt 2 untersuchten Parameter zwischen den einzelnen Pilotgebieten.

Die Überwachung von Stoffen, die als Abwasserindikatoren gelten, dient nicht in erster Linie der Gesamtbewertung der Belastung oder des Einflusses einer Kläranlageneinleitung auf das Einleitegewässer Wie die NTS-Ergebnisse (**Kapitel 6**) gezeigt haben, werden in Kläranlageneinleitungen Tausende von Features (potenziell Spurenstoffe) nachgewiesen.

Abwasserindikatoren ermöglichen in erster Linie die Nachverfolgung des Einflusses von Kläranlageneinleitungen auf die Umwelt bzw. im Rahmen des Projektes ERMES-ii-Rhein auf das Grundwasser.

Zur Erklärung der Verwendung des Begriffs „Abwasserindikator" im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird folgende Definition herangezogen, die auf internationalen wissenschaftlichen Quellen basiert (Dickenson et al., 2011; Lim, F. Y., Ong, S. L., & Hu, J., 2017; Drewes, J. E., Sedlak, D., Snyder, S., & Dickenson, E., 2008).

Définition

Une substance indicatrice de rejet de STEU (ou d'eaux usées traitées) est un composé chimique organique présent en concentration quantifiable et représentatif d'une classe de contaminants issus d'effluents domestiques ou industriels. Elle sert de marqueur pour détecter, tracer ou quantifier l'impact des effluents de STEU sur la qualité des milieux récepteurs (dont les eaux souterraines). Pour leurs propriétés chimiques (persistance, mobilité) des marqueurs comme la caféine, l'acésulfame ou certains médicaments sont fréquemment utilisés.

Critères de choix des substances indicatrices d'eaux usées traitées

La liste de substances indicatrices de rejet de STEU est élaborée à partir d'une méthodologie propre au projet ERMES-ii-Rhin, s'adaptant aux jeux de données et aux attentes du projet.

Dans ce cadre, une substance indicatrice d'eaux usées traitées doit :

- être détectée dans les effluents de STEU étudiés (**critère 1-1, C1-1**) et/ou apparaître dans le cours d'eau récepteur (ESU) en aval du rejet, avec des concentrations accrues par rapport à l'amont (**critère 1-2, C 1-2**) ;
- être détectée dans les eaux souterraines (ESO) qui sont situées en aval du rejet d'effluents et connectées au cours d'eau récepteur, avec des concentrations accrues par rapport à l'amont (**critère 2, C2**) ;
- avoir les eaux usées traitées pour origine prédominante connue ou supposée (**critère 3, C3**).

Suivant ces trois critères, la sélection des substances a été opérée en trois étapes :

1. présélection des substances répondant aux **critères 1 et 2**, selon des limites chiffrées ;
2. calcul d'un score pour classer ces substances, à partir des résultats chiffrés obtenus à l'étape 1 ;
3. pour chaque substance, analyse des résultats (**critères 1 et 2**, site pilote concerné, etc.) et des sources d'émissions connues (**critère 3**) afin de trier les substances et proposer une liste d'indicateurs pertinents de rejets de STEU.

Cette étude est centrée sur les micropolluants organiques. Par conséquent, les ions majeurs et les éléments traces métalliques et métalloïdes ne sont pas inclus dans l'analyse.

Prérequis et contraintes liés aux données utilisées

Plusieurs prérequis et contraintes, liés aux données ERMES-ii-Rhin exploitées pour cette étude se doivent d'être cités :

- **utilisation des données provenant de quatre des six sites pilotes.** Cela permet de couvrir une diversité de cas de figures possibles (par rapport aux types d'effluents en

Definition

Ein Abwasserindikator ist eine organische, chemische Verbindung, die in nachweisbarer Konzentration vorhanden und repräsentativ für eine Klasse von Schadstoffen aus häuslichen oder industriellen Abwässern ist. Der Abwasserindikator dient als Marker, um den Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf den Zustand der Einleitegewässer (einschließlich des Grundwassers) zu erkennen, nachzuverfolgen oder zu quantifizieren. Marker wie Koffein, Acesulfam oder bestimmte Arzneimittel werden aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften (Persistenz, Mobilität) häufig verwendet.

Kriterien für die Auswahl der Abwasserindikatoren

Die Liste der Abwasserindikatoren wurde anhand einer für das Projekt ERMES-ii-Rhein spezifischen Methodik unter Berücksichtigung der Datensätze und der Ziele des Projekts erstellt.

Auswahlkriterien:

- Der Abwasserindikator muss in den untersuchten Kläranlageneinleitungen nachweisbar sein (**Kriterium 1-1, C1-1**) und/oder im Einleitegewässer (OW) stromabwärts in höheren Konzentrationen als stromaufwärts der Einleitung auftreten (**Kriterium 1-2, C1-2**).
- Der Abwasserindikator muss im hydraulisch mit dem Einleitegewässer verbundenen Grundwasser (GW) stromabwärts in höheren Konzentrationen als stromaufwärts der Einleitung nachweisbar sein (**Kriterium 2, C2**).
- Der Abwasserindikator muss bekanntermaßen oder vermutet überwiegend abwasserbürtig sein (**Kriterium 3, C3**).

Anhand dieser drei Kriterien erfolgte die Auswahl der Indikatorstoffe in drei Schritten:

1. Vorauswahl der Stoffe, die die **Kriterien 1 und 2** erfüllten, anhand von quantifizierten Grenzwerten
2. Berechnung eines Wertes zur Einstufung dieser Stoffe auf Grundlage der in Schritt 1 erzielten Ergebnisse
3. Analyse der Ergebnisse (**Kriterien 1 und 2**, betroffenes Pilotgebiet usw.) und der bekannten Emissionsquellen (**Kriterium 3**) für jeden Stoff, um diese zu sortieren und eine Liste geeigneter Abwasserindikatoren zu erstellen.

Da sich diese Studie auf organische Spurenstoffe konzentriert, wurden Hauptionen, metallische Spurenelemente und Halbmetalle nicht in die Auswertung einbezogen.

Voraussetzungen und Einschränkungen hinsichtlich der verwendeten Daten

Hinsichtlich der im Rahmen von ERMES-ii-Rhein verwendeten Daten sind mehrere Voraussetzungen und Einschränkungen zu berücksichtigen:

- **Verwendung der Daten aus vier der sechs Pilotgebiete.** Eine Vielzahl von Szenarien wurde aufgrund der verschie-

STEU, aux traitements effectués, aux conditions hydrologiques et facteurs de dilution en cours d'eau, etc.), sans toutefois être exhaustif ;

- **lorsque plusieurs campagnes de prélèvements ont été réalisées sur un site pilote, utilisation de l'ensemble des données recueillies.** Des variations saisonnières peuvent ainsi être prises en compte ;
- **variation des listes de paramètres recherchés en fonction des sites pilotes (cf. Tableau 7.1)** ;
- **variation des méthodes de prélèvements en rejets de STEU en fonction des sites pilotes.** Deux types de prélèvements ont été employés : moyennés 24 h asservis au temps et au débit ou ponctuels, pouvant entraîner des différences potentielles dans les résultats (certains paramètres dont les concentrations varient peuvent ne pas être détectés avec des prélèvements ponctuels à l'instant t) ;
- **présence de biais liés aux limites de quantification.** D'un site pilote à l'autre ou d'un type d'eau (STEU, ESU, ESO) à l'autre au sein d'un même site pilote, les limites de quantification d'un même paramètre peuvent être hétérogènes et influencer les résultats ;
- **travail de sélection des substances indicatrices réalisé uniquement à partir des résultats des analyses ciblées.**

Jeux de données utilisés

Le **Tableau 7.1** présente le nombre de substances organiques recherchées par site pilote et communes aux différents types d'eau (STEU, ESU, ESO). Au total, 351 substances organiques ont servi de base de travail pour élaborer la liste commune des substances indicatrices de rejet de STEU.

L'analyse ciblée a été menée de manière systématique dans quatre des six sites pilotes, conformément aux spécifications du projet. Pour des raisons opérationnelles, cela n'a pas pu être réalisé au niveau des sites pilotes de la Birs et du Winkelbach.

Les listes complètes des substances recherchées (analyses ciblées) par site pilote figurent en **Annexe 4.** La sélection des points de mesure utilisés est abordée dans la suite des éléments méthodologiques présentés.

denen Pilotgebiete abgedeckt (verschiedene Abwasserarten, Aufbereitungsverfahren, hydrologische Bedingungen, Verdünnungsfaktoren in den Fließgewässern usw.), ohne Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben.

- **Verwendung aller erfassten Daten, wenn in einem Pilotgebiet mehrere Probenahmekampagnen durchgeführt wurden**. Saisonale Schwankungen konnten berücksichtigt werden.
- **Unterschiedliche Parameterlisten je nach Pilotgebiet (Tabelle 7.1).**
- **Unterschiedliche Probenahmemethoden in KLA-Einleitungen je nach Pilotgebiet.** Es wurden zwei Arten von Probenahmen durchgeführt: zeit- und durchflussproportionale 24-Stunden-Mischproben oder punktuelle Probennahmen, was zu potenziell unterschiedlichen Ergebnissen führen kann (bestimmte Parameter mit schwankenden Konzentrationen wurden bei punktuellen Probenahmen zum Zeitpunkt "t" möglicherweise nicht erfasst).
- **Verzerrungen aufgrund der Bestimmungsgrenzen.** Die Bestimmungsgrenzen für dieselben Parameter variierten ggf. in den verschiedenen Pilotgebieten oder für die einzelnen Wasserarten (KLA, OW, GW) im selben Pilotgebiet und haben daher die Ergebnisse möglicherweise beeinflusst.
- **Auswahl der Abwasserindikatoren ausschließlich anhand der Ergebnisse der gezielten Analysen.**

Verwendeter Datensatz

Tabelle 7.1 zeigt die Anzahl der organischen Stoffe, die pro Pilotgebiet in den verschiedenen Wasserarten (KLA, OW, GW) untersucht wurden. Insgesamt wurden 351 organische Stoffe bei der Erstellung der gemeinsamen Liste der Abwasserindikatoren berücksichtigt.

Die gezielte Analyse wurde in vier der sechs Pilotgebiete systematisch gemäß der Projektvorgaben durchgeführt. Aus operationellen Gründen war dies in den Pilotgebieten Birs und Winkelbach nicht möglich.

Die vollständigen Listen der untersuchten Stoffe (gezielte Analysen) pro Pilotgebiet befinden sich in **Anhang 4.** Die Auswahl der verwendeten Messstellen wird im weiteren Verlauf der Vorstellung der Methode behandelt.

Étape 1 : présélection des substances indicatrices de STEU potentielles à partir des critères 1 et 2

Les critères C1-1, C1-2 et C2 sont considérés comme validés si une limite chiffrée définie, indiquée dans le **Tableau 7.2**, est dépassée. Ces trois critères sont utilisés pour présélectionner les substances comme potentiellement indicatrices de STEU : une substance est présélectionnée si elle valide C1 (C1-1 ou C1-2) et C2.

Les critères C1-1 et C1-2 sont considérés conjointement afin de contourner un éventuel biais lié à l'analyse des eaux usées traitées (effet de matrice de ce type d'eau) ou encore lié à la présence variable dans le temps d'une substance dans l'effluent : une substance est reliée à une origine « eaux usées traitées » si elle valide au moins un des deux critères.

Il convient toutefois de noter que d'autres sources de contamination, indépendantes du rejet de la STEU, peuvent se situer entre l'amont et l'aval du rejet, affectant éventuellement le ratio de concentration aval/amont.

C1-1 : Détection en sortie de STEU

Le critère C1-1 repose sur l'analyse globale du profil chimique des effluents de chaque STEU étudiée. Cinq STEU ont été utilisées (les sites pilotes de la Birs et du Winkelbach ne disposant pas de données en analyse ciblée).

Dans le cadre de cet exercice, la simple détection d'une substance dans les effluents (lors d'au moins une campagne de mesure sur un site pilote) suffit à relier potentiellement son origine aux rejets de STEU et à valider le critère C1-1.

Parmi les 351 substances communes aux trois compartiments (STEU, ESU et ESO) et analysées au moins une fois sur les sites pilotes, 96 ont été détectées au moins une fois en rejet de STEU. 35 substances ont été quantifiées sur 100 % des échantillons où elles ont été recherchées.

Les concentrations moyennes par site pilote et par campagne de mesure des 50 substances les plus quantifiées sont présentées en **Figure 7.1.**

C1-2 : Concentration dans le cours d'eau en aval du rejet de la STEU supérieure à la concentration en amont

Pour chaque substance, les ratios des concentrations ESU_{aval}/ESU_{amont} sont calculés pour chaque situation (site pilote et campagne). Le calcul est réalisé à partir des deux points ESU les plus proches en amont et en aval hydraulique du point de rejet de la STEU. Cependant, tous les sites pilotes ne disposent pas de points de mesure ESU en amont du point de rejet de la station d'épuration.

La liste des points amont et aval utilisés est donnée dans le **Tableau 7.3.**

Les quatre sites pilotes de l'Ill (deux STEU), de la Kinzig, du Landgraben et de la Wiese disposent de points ESU avec des données d'analyses ciblées en amont et aval de STEU, ce qui permet le calcul des ratios. Au total, le critère C1-2 repose sur des données associées à cinq STEU.

Schritt 1: Vorauswahl potenzieller Abwasserindikatoren anhand der Kriterien 1 und 2

Die Kriterien C1-1, C1-2 und C2 galten als erfüllt, wenn ein in **Tabelle 7.2** angegebener Grenzwert überschritten wurde. Die Auswahl von potenziellen Abwasserindikatoren erfolgte anhand dieser drei Kriterien: Ein Stoff wurde vorausgewählt, wenn er C1 (C1-1 oder C1-2) und C2 erfüllte.

Um eine mögliche Verzerrung bei der Analyse von behandeltem Abwasser (Matrizen-Effekt dieser Wasserart) oder aufgrund der zeitlich variablen Präsenz eines Stoffes im Abwasser zu vermeiden, wurden die Kriterien C1-1 und C1-2 gemeinsam betrachtet: Ein Stoff wurde als „abwasserbürtig" betrachtet, wenn er mindestens eines der beiden Kriterien erfüllte.

Es ist jedoch zu beachten, dass sich möglicherweise andere, nicht mit KLA-Einleitungen zusammenhängende Eintragsquellen stromaufwärts oder stromabwärts der Einleitstelle befanden und das Konzentrationsverhältnis im OW und im GW beeinflussten.

Kriterium C1-1: Nachweis in der Kläranlageneinleitung

Das Kriterium C1-1 basiert auf der Gesamtanalyse der chemischen Beschaffenheit der betrachteten Kläranlageneinleitungen. Es wurden fünf Kläranlageneinleitungen mit der gezielten Analytik untersucht (in den Pilotgebieten Birs und Winkelbachlagen wurde keine gezielte Analytik durchgeführt).

Im Rahmen dieser Untersuchung reichte der einfache Nachweis eines Stoffes in der Kläranlageneinleitung (bei mindestens einer Messkampagne in einem Pilotgebiet), um ihn als potenziell abwasserbürtig zu qualifizieren, womit Kriterium C1-1 erfüllt war.

Von den 351 Stoffen, die in allen drei Kompartimenten (KLA, OW und GW) untersucht und mindestens einmal in den Pilotgebieten analysiert wurden, wurden 96 mindestens einmal in den KLA-Einleitungen nachgewiesen. 35 Stoffe waren in allen KLA-Proben, in denen sie untersucht wurden, nachweisbar.

Die durchschnittlichen Konzentrationen der 50 am häufigsten nachgewiesenen Stoffe pro Pilotgebiet und pro Messkampagne sind **Abbildung 7.1** zu entnehmen.

Kriterium C1-2: Konzentration im Fließgewässer stromabwärts der Kläranlageneinleitung höher als die Konzentration stromaufwärts

Für jeden Stoff wurden die Konzentrationsverhältnisse $OW_{stromabwärts}$/$OW_{stromaufwärts}$ für jede Situation (Pilotgebiet und Kampagne) berechnet. Dies erfolgte anhand der beiden OW-Messstellen, die der KLA-Einleitstelle stromaufwärts und stromabwärts hydraulisch am nächsten lagen. Dabei umfasst nicht jedes Pilotgebiet OW-Messstellen stromaufwärts der Kläranlageneinleitung.

Die Liste der stromaufwärts und stromabwärts gelegenen Messstellen ist **Tabelle 7.3** zu entnehmen.

Die vier Pilotgebiete Ill (zwei KLA), Kinzig, Landgraben und Wiese verfügen über OW-Messstellen mit Daten von gezielten Analysen stromaufwärts und stromabwärts der

	Nombre de substances communes recherchées Anzahl der untersuchten gemeins. Stoffe	Compartiments concernés Untersuchte Wasserarten		
		STEU/KLA	ESU/OW	ESO/GW
Birs	–	–	–	–
Wiese	69	X	X	X
Ill*	273	X	X	X
Kinzig	15	X	X	X
Landgraben	171	X	X	–
Winkelbach	–	–	–	–
Total Insgesamt	351			

Tableau 7.1 : Nombre de substances organiques recherchées par site pilote et communes aux différents compartiments STEU, ESU et ESO

* Pour le site pilote de l'Ill, deux STEU (Ensisheim et Meyenheim) sont présentes et sont considérées individuellement.

Tabelle 7.1: Anzahl der pro Pilotgebiet und pro Wasserart (KLA, OW, GW) untersuchten organischen Spurenstoffe

* Die beiden im Pilotgebiet Ill vorhandenen KLA (Ensisheim und Meyenheim) wurden getrennt betrachtet.

Critère Kriterium	Définition Definition	Validité du critère Gültigkeit des Kriteriums
C1-1	Détection en sortie de STEU Nachweis in der Kläranlageneinleitung	Fréquence de quantification > 0 Bestimmungshäufigkeit > 0
C1-2	Concentration dans le cours d'eau (ESU) en aval du rejet de la STEU supérieure à la concentration en amont Konzentration im Fließgewässer (OW) stromabwärts der KLA-Einleitung höher als die Konzentration stromaufwärts	Moyenne des rapports $[ESU_{aval}]/[ESU_{amont}]$ >1 Durchschnitt des Konzentrationsverhältnisses $[OW_{stromabwärts}]/[OW_{stromaufwärts}]$ >1
C1-2	Concentration en eau souterraine (ESO) en aval du rejet de la STEU supérieure à la concentration en amont Konzentration im Grundwasser (GW) stromabwärts der KLA-Einleitung höher als die Konzentration stromaufwärts	Moyenne des rapports $[ESO_{aval}]/[ESO_{amont}]$ >1 Durchschnitt des Konzentrationsverhältnisses $[GW_{stromabwärts}]/[GW_{stromaufwärts}]$ >1

Tableau 7.2 : Liste des critères de sélection des substances indicatrices de STEU

Tabelle 7.2: Auswahlkriterien für die Abwasserindikatoren

Site pilote Pilotgebiet	Position	Code Messnummer
Ill - Ensisheim	Amont/Stromaufwärts	02007350
Ill - Ensisheim	Amont/Stromaufwärts	02011000
Ill - Ensisheim	Aval/Stromabwärts	02012000
Ill - Meyenheim	Amont/Stromaufwärts	02012600
Ill - Meyenheim	Aval/Stromabwärts	02012800
Landgraben	Amont/Stromaufwärts	2391200600
Landgraben	Aval/Stromabwärts	2391200700
Kinzig	Amont/Stromaufwärts	OGEW1
Kinzig	Aval/Stromabwärts	OGEW2
Wiese	Amont/Stromaufwärts	GEW_WIESE_STEINEN-EISENBAHNSTR
Wiese	Aval/Stromabwärts	GEW_WIESE_STEINEN-B317

Tableau 7.3 : Liste des points ESU amont et aval utilisés par site pilote pour le calcul des rapports aval/amont

Tabelle 7.3: Liste der stromaufwärts und stromabwärts liegenden OW-Messstellen, die für die Pilotgebiete zur Berechnung der Konzentrationsverhältnisse $[OW_{stromabwärts}/OW_{stromaufwärts}]$ verwendet wurden

Au niveau du site pilote de l'Ill, deux cours d'eau se rejoignent en amont de la STEU d'Ensisheim. Les prélèvements ESU_{amont} ont été effectués sur chacun des cours d'eau avant la confluence. Une concentration moyenne entre ces deux points de mesure, rapportée aux débits de chacun des cours d'eau lors de chaque campagne de mesure, a alors été calculée.

La moyenne des ratios a été utilisée pour caractériser et hiérarchiser les substances.

Le critère est considéré comme validé si la moyenne des rapports ESU_{aval}/ESU_{amont} est supérieure à 1.

Cela conduit à l'hypothèse d'un effet du rejet d'effluent sur la concentration de la substance, sans occulter l'existence d'autres sources de contamination possibles. Plus le ratio est élevé, notamment à partir de 2, plus l'hypothèse est robuste. Entre 1 et 2, l'effet d'un biais lié aux incertitudes analytiques est à prendre en compte.

Les ratios aval/amont obtenus par substance et situation site pilote-campagne sont présentés en **Figure 7.2.**

Parmi les 351 paramètres recherchés en ESU, 83 présentent un ratio > 1, dont 41 ont un ratio > 2 et 13 > 10.

Les résultats non quantifiés prennent la valeur de LQ/2. Toutes les molécules avec un ratio ≥ 1 (valeur aval égale ou supérieure à la valeur amont) obtenu au moins une fois, sont représentées. Un rapport de 1 peut indiquer un ratio de deux résultats non quantifiés, c'est-à-dire LQ/2 / LQ/2 ou à deux concentrations identiques en amont et en aval.

C2 : Concentration en eau souterraine en aval du rejet de la STEU supérieure à la concentration en amont

Une méthodologie similaire à celle du critère C1-2 est appliquée, permettant d'obtenir les ratios ESO_{aval}/ESO_{amont}.

Pour ce faire, des points de mesure ESO représentatifs de conditions amont (soit non influencés par les rejets de STEU) et des points de mesure ESO identifiés comme influencés par les eaux superficielles en aval des STEU ont été sélectionnés (sélection tenant compte des résultats et connaissances présentés au chapitre 6).

Dans les cas où plusieurs points de mesure ESO en amont ou en aval d'une STEU peuvent être utilisés, la concentration maximale retrouvée sur l'un de ces points est prise en compte.

En raison de l'absence de point de mesure ESO en amont des STEU, le site pilote du Landgraben n'est pas utilisé ici (en plus de ceux de la Birs et du Winkelbach). Au total, le critère C2 repose sur des données associées à quatre STEU. Les points de mesure utilisés sont listés dans le **Tableau 7.4**.

Le critère est considéré comme validé si la moyenne des rapports ESO_{aval}/ESO_{amont} est supérieure à 1.

À noter que, comme pour les cours d'eau, d'autres sources de contamination ponctuelles ou diffuses peuvent exister entre les eaux souterraines amont et aval.

Les résultats obtenus sont présentés en **Figure 7.3**.

KLA, wodurch die Berechnung der Konzentrationsverhältnisse möglich war. Insgesamt basierte das Kriterium C1-2 daher auf den Daten von fünf KLA.

Im Pilotgebiet Ill fließen zwei Gewässer stromaufwärts der KLA von Ensisheim zusammen. Die OW-Proben stromaufwärts wurden jedem Gewässer vor dem Zusammenfluss entnommen. Anschließend wurde die durchschnittliche Konzentration dieser beiden Messstellen errechnet, bezogen auf die Durchflussmengen der beiden Gewässer während jeder Messkampagne.

Anhand des Durchschnitts der Konzentrationsverhältnisse wurden die Stoffe charakterisiert und eingestuft.

Das Kriterium galt als erfüllt, wenn der Durchschnitt der Konzentrationsverhältnisse $OW_{stromabwärts}/OW_{stromaufwärts}$ größer 1 war.

Dies führt zu der Annahme, dass die Einleitung von Abwasser einen Einfluss auf die Konzentration des Stoffes hat, ohne jedoch andere mögliche Eintragsquellen auszuschließen. Je höher das Konzentrationsverhältnis ist, insbesondere ab Werten größer 2, desto belastbarer ist diese Hypothese. Bei Werten zwischen 1 und 2 ist der Einfluss einer Verzerrung aufgrund analytischer Unsicherheiten zu berücksichtigen.

Die für jeden Stoff und jede Kampagne im Pilotgebiet erzielten Konzentrationsverhältnisse im OW stromaufwärts und stromabwärts sind in **Abbildung 7.2** dargestellt.

Von den 351 im OW untersuchten Parametern wiesen 83 ein Konzentrationsverhältnis von größer 1 auf, davon 41 größer 2 und 13 größer 10.

Nicht quantifizierte Ergebnisse erhalten als Wert die halbe Bestimmungsgröße (BG/2). Alle Stoffe, die ein Verhältnis von größergleich 1 (Abstrom-Konzentration gleich oder größer als die Zustrom-Konzentration) mindestens einmal erreicht haben, sind dargestellt. Ein Verhältnis von genau 1 kann auf zwei nicht quantifizierte Ergebnisse, d. h. (BG/2)/(BG/2) oder zwei im Zustrom und Abstrom identische Konzentrationen hinweisen.

Kriterium C2: Konzentration im Grundwasser stromabwärts der Kläranlageneinleitung höher als die Konzentration stromaufwärts

Zur Berechnung der Konzentrationsverhältnisse $GW_{stromabwärts}/GW_{stromaufwärts}$ wurde eine ähnliche Methodik wie bei Kriterium C1-2 angewendet.

Zu diesem Zweck wurden GW-Messstellen ausgewählt, die für die Zustrom-Bedingungen repräsentativ sind (d. h. kein Einfluss von KLA-Einleitungen), sowie GW-Messstellen, die als durch Oberflächengewässer im Abstrom der KLA beeinflusst identifiziert wurden (die Auswahl erfolgte unter Berücksichtigung der in Kapitel 6 dargestellten Ergebnisse und Erkenntnisse).

Kamen mehrere GW-Messstellen stromaufwärts oder stromabwärts einer KLA infrage, wurde die Messstelle mit der höchsten Konzentration berücksichtigt.

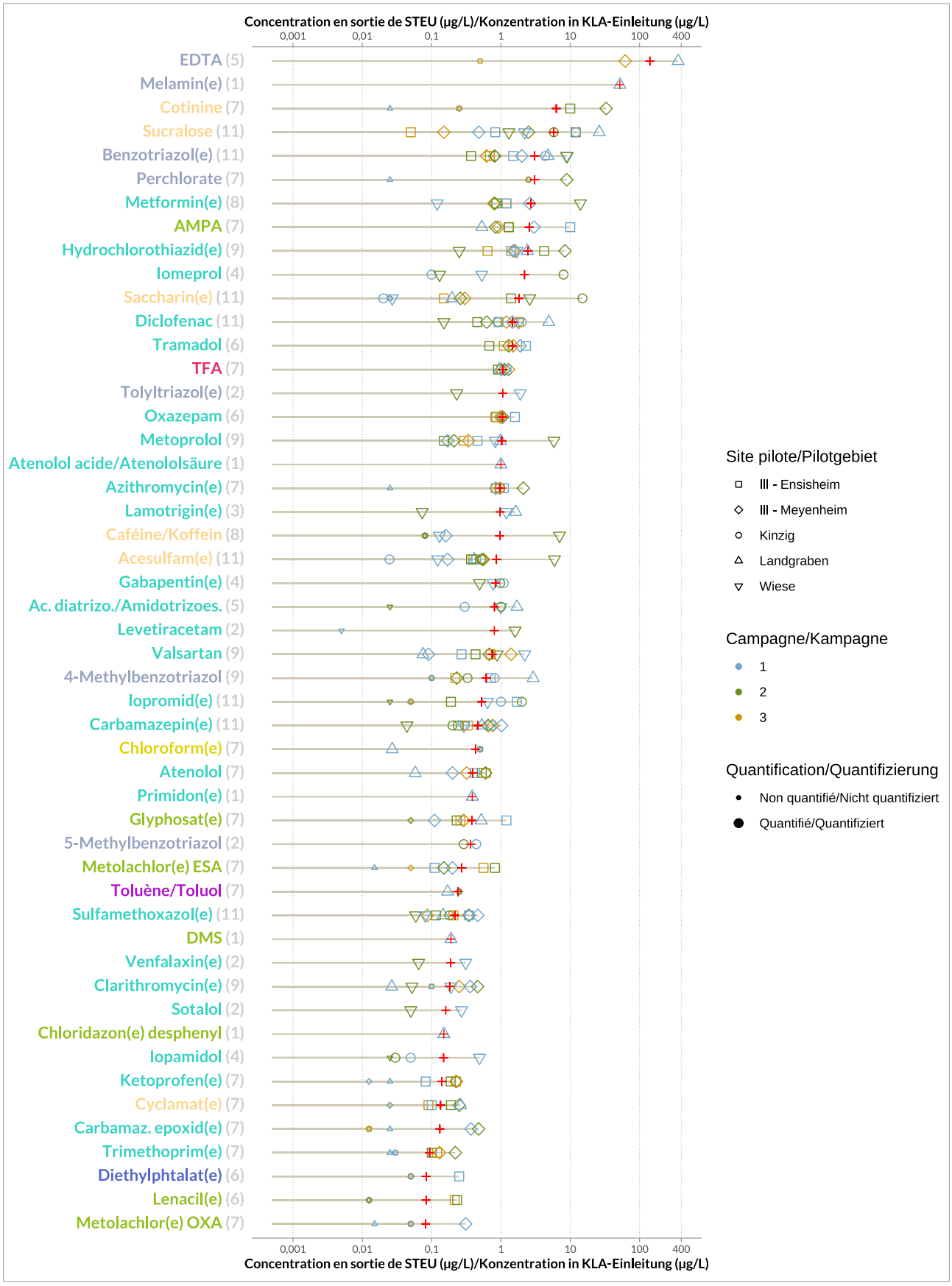


Figure 7.1 : Concentrations mesurées par substance en rejet de STEU, par site pilote et campagne de mesure pour les 50 substances les plus quantifiées. Les résultats non quantifiés sont à LQ/2. Les couleurs des molécules correspondent à la famille **(cf. Tableau 4.1)**

Abbildung 7.1: Gemessene Konzentrationen pro Stoff in KLA-Einleitungen, nach Pilotgebiet und Messkampagnen für die 50 am häufigsten quantifizierten Stoffe. Nicht quantifizierte Ergebnisse liegen bei der halben BG (BG/2). Die Farben der Stoffe stehen für die Stoffgruppen (**Tabelle 4.1**)

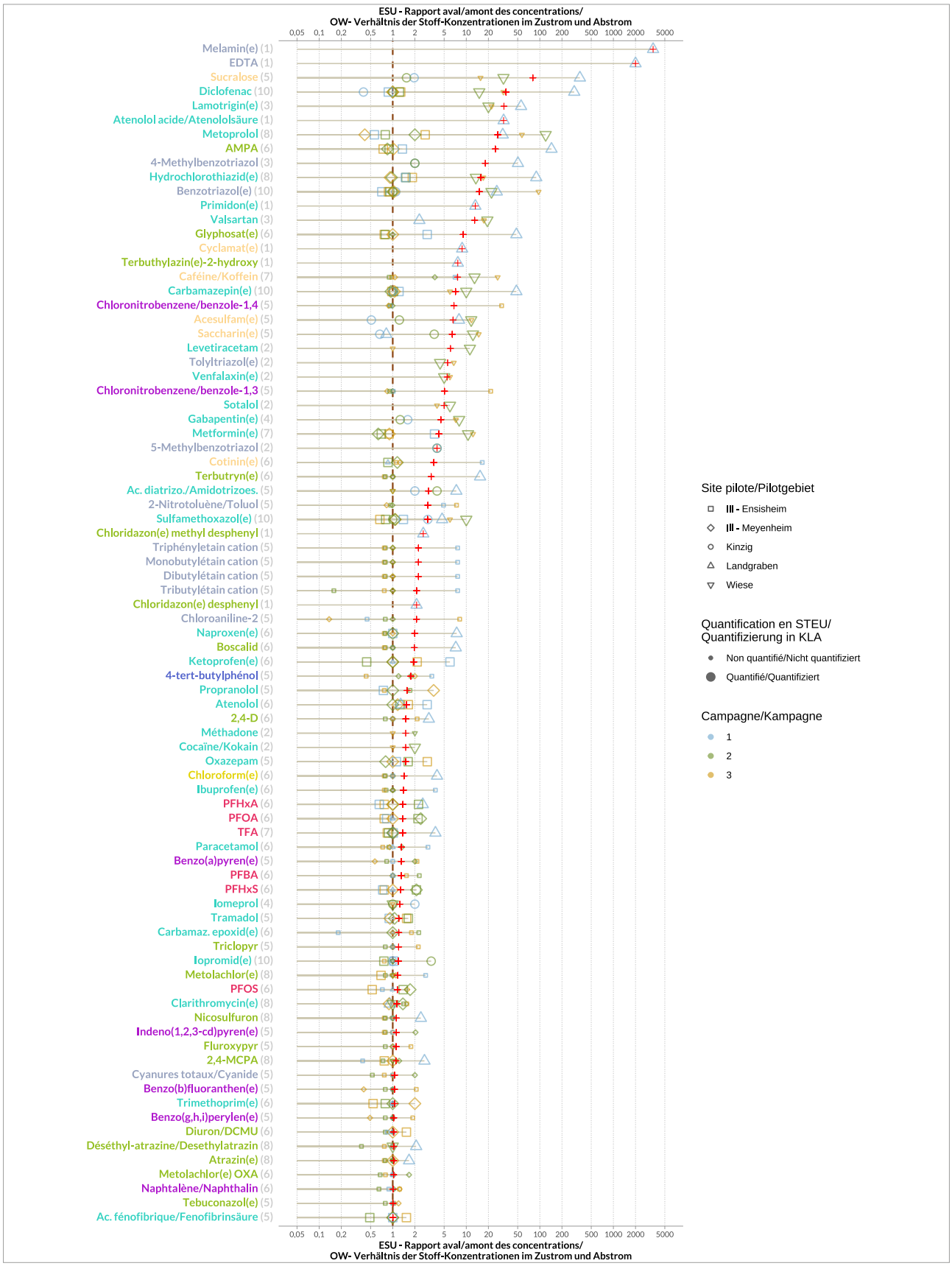


Figure 7.2: Rapport des concentrations aval/amont par substance, site pilote et campagne de mesure pour les eaux de surface (ESU) pour les 83 substances présentant un rapport moyen supérieur à 1. La taille du point indique si la molécule a été quantifiée dans la STEU correspondante lors de la campagne. Les couleurs des molécules correspondent à la famille (**cf. Tableau 4.1**)

Abbildung 7.2: Verhältnis der Zustrom-/Abstrom-Konzentrationen nach Stoff, Pilotgebiet und Messkampagne im OW für die 83 Stoffe mit einem durchschnittlichen Verhältnis größer 1. Die Größe des Punktes gibt an, ob der Stoff während der Kampagne in der jeweiligen KLA-Einleitung quantifiziert wurde. Die Farben der Stoffe stehen für die Stoffgruppen (**Tabelle 4.1**)

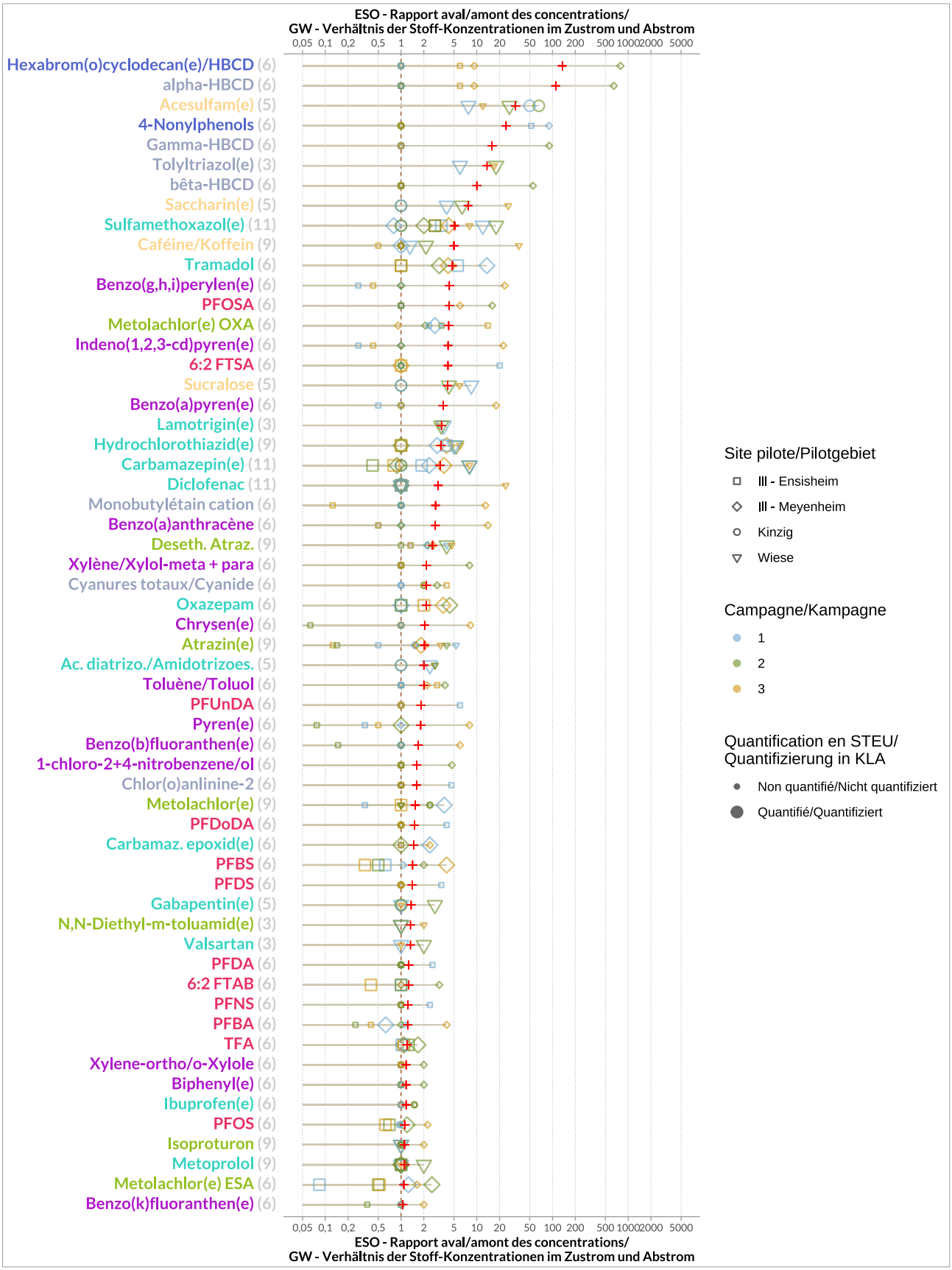


Figure 7.3: Rapport des concentrations aval/amont par substance, site pilote et campagne de mesure pour les eaux souterraines (ESO) pour les 58 substances présentant un rapport moyen supérieur à 1. La taille du point indique si la molécule a été quantifiée dans la STEU correspondante lors de la campagne. Les couleurs des molécules correspondent à la famille (**cf. Tableau 4.1**)

Abbildung 7.3: Verhältnis der Zustrom-/Abstrom-Konzentrationen nach Stoff, Pilotgebiet und Messkampagne im GW für die 58 Stoffe mit einem durchschnittlichen Verhältnis über 1. Die Größe des Punktes gibt an, ob der Stoff während der Kampagne in der jeweiligen KLA quantifiziert wurde. Die Farben der Stoffe stehen für die Stoffgruppen (**Tabelle 4.1**)

Parmi les 259 paramètres recherchés en ESO, 58 présentent un ratio supérieur à 1. Parmi eux, 30 ont un rapport supérieur à 2 et sept un rapport > 10.

Présélection des substances potentielles sur la base des critères 1 et 2

40 substances remplissent le critère C1 (C1-1 ou C1-2) et C2, et peuvent être considérées comme potentiellement indicatrices de STEU.

La liste de ces substances, présentée au **Tableau 7.5**, est obtenue sans a priori sur l'origine des substances. Elle contient 13 substances pharmaceutiques, sept pesticides (métabolites compris), six PFAS (dont TFA), six HAP, quatre adjuvants alimentaires et quatre substances diverses (tolyltriazole, monobutylétain cation, chloroaniline-2, cyanures totaux).

Aufgrund fehlender GW-Messstellen oberhalb der KLA wurde das Pilotgebiet Landgraben nicht berücksichtigt (zusätzlich zu Birs und Winkelbach). Insgesamt basiert das Kriterium C2 damit auf vier KLA. Die verwendeten Messstellen sind in **Tabelle 7.4** aufgeführt.

Das Kriterium galt als erfüllt, wenn der Durchschnitt des Konzentrationsverhältnisses $GW_{stromabwärts}/GW_{stromaufwärts}$ größer 1 war.

Genau wie bei Oberflächengewässern ist zu beachten, dass auch beim Grundwasser andere punktuelle oder diffuse Eintragsquellen zwischen Zustrom und Abstrom existieren können.

Die Ergebnisse sind in **Abbildung 7.3** dargestellt.

58 der 259 im GW untersuchten Parameter weisen ein Konzentrationsverhältnis von größer 1 auf, davon 30 größer 2 und sieben größer 10.

Vorauswahl potenzieller Abwasserindikatoren anhand der Kriterien 1 und 2

40 Stoffe erfüllten die Kriterien C1 (C1-1 oder C1-2) und C2 und konnten als potenzielle Abwasserindikatoren angesehen werden.

Die Liste dieser Stoffe (**Tabelle 7.5**) wurde ohne Vorannahmen anhand der Herkunft der Stoffe erstellt. Sie enthält 13 pharmazeutische Substanzen, sieben PSM (einschließlich Metaboliten), sechs PFAS (darunter TFA), sechs PAK, vier Lebensmittelzusatzstoffe und vier Stoffe der Kategorie Verschiedene (Tolyltriazol, Monobutyltin-Kation, Chloroanilin-2, Gesamtcyanid).

Site pilote / Pilotgebiet	Position	Code / Messnummer
Ill - Ensisheim	Amont/Stromaufwärts	04132X0267/P3
Ill - Ensisheim	Amont/Stromaufwärts	04132X0232/F3
Ill - Ensisheim	Aval/Stromabwärts	04132X0421/F
Ill - Ensisheim	Aval/Stromabwärts	03786X0075/51A
Ill - Meyenheim	Amont/Stromaufwärts	BSS004HVYC
Ill - Meyenheim	Aval/Stromabwärts	03783X0041/67
Ill - Meyenheim	Aval/Stromabwärts	BSS004KZCR
Ill - Meyenheim	Aval/Stromabwärts	BSS004HVYP
Kinzig	Amont/Stromaufwärts	141/114-3
Kinzig	Aval/Stromabwärts	9901/114-4
Kinzig	Aval/Stromabwärts	132/114-2
Wiese	Amont/Stromaufwärts	301/073-1
Wiese	Aval/Stromabwärts	F_0007
Wiese	Aval/Stromabwärts	F_5834
Wiese	Aval/Stromabwärts	65/023-1
Wiese	Aval/Stromabwärts	140/073-4
Wiese	Aval/Stromabwärts	F_0427

Tableau 7.4 : Liste des points ESO amont et aval utilisés par site pilote pour le calcul des rapports aval/amont

Tabelle 7.4: Liste der stromaufwärts und stromabwärts gelegenen GW-Messstellen, die in den Pilotgebieten für die Berechnung der Zustrom-Abstrom-Verhältnisse verwendet wurden

Étape 2 : Calcul d'un score de probabilité par substance présélectionnée

La deuxième étape vise à classer les substances présélectionnées, en fonction de leur probabilité à être indicatrices des rejets de STEU étudiés. Pour cela, un score est défini à partir des résultats qui ont précédemment été obtenus lors de la validation des critères C1-1, C1-2 et C2 (**cf. Tableau 7.2**).

[**N.B. :** Ce score n'a pas pour objectif de produire des valeurs chiffrées porteuses d'une signification particulière ou directement interprétables, mais vise uniquement à discriminer les substances entre elles.]

La formule suivante est utilisée :

$$\text{Score} = \left(\log\left(\overline{[\text{STEU}]}\right) + b\right) + \log\left(\frac{\overline{[\text{ESU}_{aval}]}}{[\text{ESU}_{amont}]}\right) + 4.\log\left(\frac{\overline{[\text{ESO}_{aval}]}}{[\text{ESO}_{amont}]}\right)$$

Avec :

$\overline{[\text{STEU}]}$: Moyenne des concentrations en STEU.
Les résultats non quantifiés sont rapportés à LQ/2.

$\frac{\overline{[\text{ESU}_{aval}]}}{[\text{ESU}_{amont}]}$: Moyenne des rapports « concentration aval/amont » des eaux de surface par site pilote et campagne.

$\frac{\overline{[\text{ESO}_{aval}]}}{[\text{ESO}_{amont}]}$: Moyenne des rapports « concentration aval/amont » des eaux souterraines par site pilote et campagne.

Les concentrations en STEU et les rapports ont été convertis en valeurs logarithmiques (log10) afin de limiter l'influence des valeurs extrêmes et lisser le poids des critères sur des ordres de grandeurs comparables.

L'utilisation des moyennes permet de tenir compte de la dispersion générale des valeurs (valeurs élevées comprises).

Traitements spécifiques aux données liées à C1-1

Le logarithme donnant des valeurs négatives pour les concentrations inférieures à 1, une constante b est ajoutée, de sorte que $\log\left(\overline{[\text{STEU}]}\right) + b$ soit toujours ≥ 0. La concentration minimale considérée étant 0,0005 µg/L, b a été pris à 3,4.

Traitements spécifiques aux données liées à C2

L'objectif du projet étant d'évaluer l'influence des rejets de STEU sur les ESO, compartiment récepteur ciblé, C2 représente le critère principal du score. C'est pourquoi les résultats du critère C2 relatifs aux ESO ont fait l'objet d'une pondération majorée (x4) pour le calcul du score. Ceci pour accorder un poids plus important aux substances persistantes et mobiles, qui migrent plus aisément dans les ESO et qui dans ce cas constituent de bons traceurs.

Les résultats de ce calcul figurent dans le **tableau 7.5**, présenté plus en détails ci-après.

Schritt 2: Wahrscheinlichkeitsberechnung für jeden vorausgewählten Stoff

Der zweite Schritt bestand darin, die vorausgewählten Stoffe im Hinblick auf die Wahrscheinlichkeit einzustufen, dass es sich um Abwasserindikatoren handelt. Zu diesem Zweck wurde anhand der Ergebnisse der vorherigen Überprüfung der Kriterien C1-1, C1-2 und C2 (**Tabelle 7.2)** ein Wert ermittelt.

[**Hinweis:** Ziel war nicht, einen Zahlenwert zu erhalten, um eine spezifische oder direkt interpretierbare Aussage zu treffen, sondern lediglich, die Stoffe voneinander zu unterscheiden.]

Die Berechnung erfolgte anhand der folgenden Formel:

$$\text{Bewertung} = \left(\log\left(\overline{[\text{KLA}]}\right) + b\right) + \log\left(\frac{\overline{[\text{OW}_{stromabwärts}]}}{\overline{[\text{OW}_{stromaufwärts}]}}\right) + 4.\log\left(\frac{\overline{[\text{GW}_{stromabwärts}]}}{\overline{[\text{GW}_{stromaufwärts}]}}\right)$$

Mit:

$\overline{[\text{KLA}]}$: Durchschnitt der KLA-Konzentrationen. Nicht quantifizierte Ergebnisse werden auf die halbe BG (BG/2) gesetzt.

$\frac{\overline{[\text{OW}_{stromabwärts}]}}{\overline{[\text{OW}_{stromaufwärts}]}}$: Durchschnitt der Konzentrationsverhältnisse aus den OW-Messstellen stromaufwärts und stromabwärts der KLA pro Pilotgebiet und Kampagne.

$\frac{\overline{[\text{GW}_{stromabwärts}]}}{\overline{[\text{GW}_{stromaufwärts}]}}$: Durchschnitt der Konzentrationsverhältnisse aus den GW-Messstellen stromaufwärts und stromabwärts der KLA pro Pilotgebiet und Kampagne.

Die KLA-Konzentrationen und die Verhältnisse wurden in Logarithmen (log10) umgewandelt, um den Einfluss von Extremwerten zu begrenzen und die Gewichtung der Kriterien auf vergleichbare Größenordnungen zu glätten.

Durch die Verwendung von Durchschnittswerten lässt sich die allgemeine Streuung der Werte, einschließlich der hohen Werte, darstellen.

Spezifische Verarbeitung der Daten im Zusammenhang mit C1-1

Da der Logarithmus für Konzentrationen kleiner 1 zu negativen Werten führt, wurde eine Konstante b eingeführt, sodass $\log\left(\overline{[\text{KLA}]}\right) + b$ immer größergleich 0 ist. Da die kleinste berücksichtigte Konzentration 0,0005 µg/L betrug, wurde für die Konstante b ein Wert von 3,4 angenommen.

Spezifische Verarbeitung der Daten im Zusammenhang mit C2

Da das Ziel des Projekts darin besteht, den Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf das GW, das Zielkompartiment, zu bewerten, ist C2 das Hauptkriterium des Wertes. Aus diesem Grund wurden die Ergebnisse des Kriteriums C2 in Bezug auf das GW bei der Berechnung des Wertes stärker gewichtet (x4), damit persistente und mobile Stoffe, die leichter in das GW gelangen und in diesem Fall gute Tracer darstellen, stärker berücksichtigt werden.

Die Resultate dieser Berechnung sind **Tabelle 7.5** zu entnehmen, die nachfolgend näher vorgestellt wird.

Étape 3 : Tri des substances en fonction de leur origine supposée

Les sources de contamination environnementale des 40 substances présélectionnées peuvent être déduites des connaissances bibliographiques et du présent projet (via axe 1 et études réalisées sur chaque site pilote), de manière certaine ou supposée. Pour certaines substances, les voies d'entrée sont bien connues, car leurs utilisations sont limitées. D'autres au contraire sont utilisées dans de nombreux secteurs d'activités, et peuvent être des sous-produits d'activités ou des métabolites de molécules.

Ainsi, les substances se répartissent en deux groupes : celles dont l'origine principale « eaux usées traitées » est confirmée ou probable, et celles dont l'origine n'est pas liée aux rejets de STEU ou seulement partiellement.

Cette caractéristique est reportée pour chaque substance dans le **Tableau 7.5**, à partir des informations par famille ci-après :

Adjuvants alimentaires :
source STEU avérée

Ces substances sont utilisées quasi exclusivement dans le cadre de l'alimentation humaine, et sont ensuite éliminées via les eaux usées domestiques.

Substances médicamenteuses :
source STEU avérée

Ces substances sont destinées à un usage thérapeutique chez l'humain et sont éliminées via les eaux usées domestiques.

DEET (pesticide à usage biocide humain) :
source STEU principale possible

Le N,N-Diéthyl-3-méthylbenzamide (DEET) est un répulsif contre les insectes (principalement moustiques), particulièrement recommandé dans les zones à risques d'infections. Il est donc principalement utilisé par l'homme et rejeté dans les eaux usées par le lavage corporel ou du linge. Par ailleurs, plusieurs études scientifiques font référence au DEET en tant qu'indicateur d'eaux usées (Hajj-Mohamad et al., 2014 ; Marques dos Santos et al., 2019).

Tolyltriazole :
source STEU principale possible

Le tolyltriazole est un composé chimique utilisé comme anti-corrosif et additif de fluides industriels (antigel). Il est présent en quantités importantes dans les détergents et produits de lave-vaisselle. En Allemagne, 24 T/an seraient rejetées en sortie de STEU (Vetter et Lorenz, 2013). En considérant cette voie d'apport et d'après les résultats de l'axe 2, le tolyltriazole peut être considéré comme un indicateur probable d'eau usée, sans pour autant négliger les autres sources d'émission liées à l'utilisation industrielle de cette substance.

Schritt 3: Einteilung der Stoffe nach vermuteter Haupteintragsquelle

Anhand Angaben aus der Literatur (sowie über Schwerpunkt 1 und die in den Pilotgebieten durchgeführten Studien) lassen sich die Eintragsquellen der 40 vorausgewählten Stoffe sowohl qualitativ gesichert als auch probabilistisch bewerten (Kriterium 3, C3). Für einige Stoffe sind die Eintragspfade bekannt, da sie begrenzte Verwendungszwecke haben. Andere kommen hingegen in vielen Tätigkeitsbereichen zum Einsatz und können Nebenprodukte von Aktivitäten oder Metaboliten von Verbindungen sein.

Somit lassen sich die Stoffe in zwei Gruppen einteilen: Stoffe, deren Herkunft aus Abwasser erwiesen oder wahrscheinlich ist, und Stoffe, deren Herkunft nicht oder nur teilweise mit Abwasser zusammenhängt.

Diese Einteilung ist für jeden Stoff in **Tabelle 7.5** aufgeführt, basierend auf den nachstehenden Angaben für jede Stoffgruppe:

Lebensmittelzusätze:
Abwasser als Haupteintragsquelle nachgewiesen

Diese Stoffe werden fast ausschließlich in Lebensmitteln verwendet und anschließend über das häusliche Abwasser eingetragen.

Pharmazeutische Substanzen:
Abwasser als Haupteintragsquelle nachgewiesen

Diese Stoffe dienen der medizinischen Behandlung des Menschen und werden über das häusliche Abwasser eingetragen.

DEET (Biozid für den menschlichen Gebrauch):
Abwasser als Haupteintragsquelle möglich

N,N-Diethyl-3-methylbenzamid (DEET) ist ein Insektenschutzmittel (vor allem gegen Stechmücken), das für Gebiete mit Infektionsrisiko besonders häufig empfohlen wird. Es dient hauptsächlich dem menschlichen Gebrauch und gelangt durch Körperpflege oder Wäschewaschen ins Abwasser. Mehrere wissenschaftliche Studien qualifizieren DEET als Abwasserindikator (Hajj-Mohamad et al., 2014; Marques dos Santos et al., 2019).

Tolyltriazol:
Abwasser als Haupteintragsquelle möglich

Tolyltriazol ist eine chemische Verbindung, die als Korrosionsschutzmittel und Zusatzstoff für Industrieflüssigkeiten (Gefrierschutzmittel) verwendet wird. Es ist in erheblichen Mengen in Reinigungs- und Geschirrspülmitteln enthalten. In Deutschland werden jährlich schätzungsweise 24 Tonnen Tolyltriazol aus Kläranlagen ausgeschieden (Vetter und Lorenz, 2013). Bei Annahme dieses Eintragspfades und angesichts der Ergebnisse von Schwerpunkt 2 kann Tolyltriazol als wahrscheinlicher Abwasserindikator angesehen werden, wobei andere Emissionsquellen im Zusammenhang mit der industriellen Verwendung dieses Stoffes nicht zu vernachlässigen sind.

Pesticides et métabolites à usage agricole : source STEU principale exclue

Les pesticides et métabolites utilisés en tant qu'herbicides de grandes cultures proviennent directement des activités agricoles. L'apport via les STEU est certes possible, mais non majoritaire. L'augmentation des ratios aval/amont peut résulter d'un enrichissement lié à l'occupation des sols ou à la migration de ces substances à travers les sols et/ou les eaux souterraines.

PFAS : source STEU principale exclue

Les PFAS ont des origines et des voies de contamination soit très variées soit encore mal connues, et ne sont donc pas des composés exclusifs des eaux usées. Certains PFAS sont très ubiquistes ; leur détection en aval des rejets ne permet pas de prouver un lien direct avec les STEU. De plus, leur persistance fait d'eux des contaminants qui se propagent sur de longues distances, loin de leur source.

HAP-HAM : source STEU principale exclue

Les HAP-HAM ont de nombreuses utilisations industrielles et domestiques (bricolage), ils sont également présents dans les carburants. Les contaminations ont donc de nombreuses sources ponctuelles et diffuses possibles : rejets industriels et des stations-service, trafic routier, etc.

Substances diverses (monobutylétain cation, chloroaniline-2, cyanures totaux) : source STEU principale exclue

Ces substances sont principalement utilisées dans l'industrie :

- monobutylétain cation : stabilisateur pour le PVC, catalyseur dans le revêtement électrolytique, les silicones, l'estérification, les polyuréthanes et dans le revêtement du verre ;
- chloroaniline-2 : polymères, caoutchouc, produits pharmaceutiques et colorants ;
- les cyanures sont utilisés dans l'extraction minière et dans l'industrie des métaux.

Leur origine via les eaux usées s'avère marginale.

Pflanzenschutzmittel und Metaboliten für die Landwirtschaft: Abwasser als Haupteintragsquelle ausgeschlossen

Pflanzenschutzmittel und ihre Metaboliten, die als Herbizide in der Landwirtschaft eingesetzt werden, stammen direkt aus landwirtschaftlichen Aktivitäten. Der Eintrag über KLA ist zwar möglich, aber nicht prädominant. Der Anstieg des Zustrom-/Abstrom-Verhältnisses hängt möglicherweise mit einer Anreicherung aufgrund der Landnutzung oder der Migration dieser Stoffe im Boden und/oder im Grundwasser zusammen.

PFAS: Abwasser als Haupteintragsquelle ausgeschlossen

Die Herkunft und die Eintragspfade von PFAS sind sehr vielfältig oder noch weniger bekannt als bei anderen Stoffen. Diese Stoffe kommen nicht nur im Abwasser vor. Einige PFAS sind ubiquitär; ihr Nachweis stromabwärts einer KLA ist kein Beweis für einen direkten Zusammenhang mit Kläranlageneinleitungen. Darüber hinaus entfernen sich diese Schadstoffe aufgrund ihrer Persistenz sehr weit von ihren Eintragsquellen.

PAK-MAK: Abwasser als Haupteintragsquelle ausgeschlossen

PAK-MAK finden für zahlreiche industrielle sowie häusliche Zwecke (Heimwerker) Verwendung, u. a. sind sie auch in Kraftstoffen enthalten. Daher kommen für diese Verschmutzungen viele mögliche punktuelle und diffuse Eintragsquellen infrage: Industrieabfälle, Tankstellen, Straßenverkehr usw.

Verschiedene Stoffe (Monobutyltin-Kation, Chloranilin-2, Gesamtcyanid): Abwasser als Haupteintragsquelle ausgeschlossen

Diese Stoffe werden hauptsächlich in der Industrie verwendet:

- Monobutylzinn-Kation: Stabilisator für PVC, Katalysator in der elektrolytischen Beschichtung, Silikone, Veresterung, Polyurethane, Glasbeschichtung.
- Chloranilin-2: Polymere, Kautschuk, pharmazeutische Substanzen und Farbstoffe.
- Cyanide werden im Bergbau und in der Metallindustrie verwendet.

Ihr Eintrag aus Abwässern ist geringfügig.

Code Sandre (FR)	N° CAS/ CAS-Nummer	Paramètre/ Parameter	Famille/ Stoffgruppe	Axe 1/ Schwerpunkt 1	Nb analyses STEU/ Anz. Analysen KLA	FQ% STEU/ KLA % >BG
7892	55589-62-3	Acesulfam(e)	Adjuvants alimentaires (dont édulcorants)/ Lebensmittelzusätze (mit Süßstoffe)	X	11	100%
6660	29385-43-1	Tolyltriazol(e)	Divers/Verschiedenes		2	100%
6667	56038-13-2	Sucralose	Adjuvants alimentaires (dont édulcorants)/ Lebensmittelzusätze (mit Süßstoffe)	X	11	100%
7900	81-07-2	Saccharin(e)	Adjuvants alimentaires (dont édulcorants)/ Lebensmittelzusätze (mit Süßstoffe)	X	11	82%
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	9	100%
5349	15307-86-5	Diclofenac	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	11	100%
6519	58-08-2	Caféine/Koffein	Adjuvants alimentaires (dont édulcorants)/ Lebensmittelzusätze (mit Süßstoffe)		8	38%
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	3	100%
6720	27203-92-5	Tramadol	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen		6	100%
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	11	100%
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	11	100%
5362	37350-58-6	Metoprolol	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	9	100%
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque/Amidotrizoesäure	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	5	80%
5375	604-75-1	Oxazepam	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen		6	100%
7901	137862-53-4	Valsartan	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	9	100%
7602	60142-96-3	Gabapentin(e)	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen		4	100%
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	7	29%
5797	134-62-3	N,N-Diethyl-m-toluamid(e)	Pesticides/Pflanzenschutzmittel (PSM)		2	100%
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	Substances pharmaceutiques/ Pharmazeutische Substanzen	X	0	
7991	34455-29-3	6:2 FTAB	Substances per- et polyfluoroalkylées/ Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)		6	50%
7893	27619-97-2	6:2 FTSA	Substances per- et polyfluoroalkylées/ Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	X	7	29%
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	Pesticides/Pflanzenschutzmittel (PSM)	X	9	22%
1108	6190-65-4	Atrazin(e) desethyl	Pesticides/Pflanzenschutzmittel (PSM)	X	9	22%
1115	50-32-8	Benzo(a)pyren(e)	Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK/PAK)		0	
1116	205-99-2	Benzo(b)fluoranthen(e)	Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK/PAK)		0	
1118	191-24-2	Benzo(g,h,i)perylen(e)	Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK/PAK)		0	
1593	95-51-2	Chloro(a)niline-2	Divers/Verschiedenes		0	
1390	57-12-5	Cyanures totaux/Cyanide	Divers/Verschiedenes		0	
1204	193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren(e)	Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK/PAK)		0	
1208	34123-59-6	Isoproturon	Pesticides/Pflanzenschutzmittel (PSM)	X	9	22%
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA	Pesticides/Pflanzenschutzmittel (PSM)	X	7	71%
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA	Pesticides/Pflanzenschutzmittel (PSM)	X	7	14%
1221	51218-45-2	Metolachlor(e) Total	Pesticides/Pflanzenschutzmittel (PSM)	X	9	22%
2542	78763-54-9	Monobutylétain cation	Divers/Verschiedenes		0	
5980	375-22-4	PFBA	Substances per- et polyfluoroalkylées/ Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	X	7	14%
6025	59933-66-3	PFBS	Substances per- et polyfluoroalkylées/ Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	X	7	57%
6561	1763-23-1	PFOS	Substances per- et polyfluoroalkylées/ Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	X	7	43%
1537	129-00-0	Pyren(e)	Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK/PAK)		6	17%
8858	76-05-1	TFA	Substances per- et polyfluoroalkylées/ Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	X	7	100%
1278	108-88-3	Toluène/Toluol	Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK/PAK)	X	7	14%

Tableau 7.5 : Liste des 40 substances présélectionnées comme potentiellement indicatrices de STEU sur la base des critères C1 et C2

Tabelle 7.5: Liste der 40 Stoffe, die anhand der Kriterien C1 und C2 als potenzielle Abwasserindikatoren vorausgewählt wurden

[STEU] moyenne/ [KLA] Durchschnitt	Moyenne ratio ESU/ Durchschnitt OW-Verhältnis	Moyenne ratio ESO/ Durchschnitt GW-Verhältnis	Origine principale STEU (d'après littérature) ?	Hauptursache KLA (laut Literatur)?	Score/ Bewertung
0,862	6,63	32,55	Oui (édulcorant humain)	Ja (Süßstoff für Menschen)	10,21
1,065	5,58	13,67	Possible (produits du quotidien, tablettes lave-vaisselle)	Möglich (Alltagsprodukte, Spülmaschinentabs)	8,72
5,768	80,29	4,13	Oui (édulcorant humain)	Ja (Süßstoff für Menschen)	8,53
1,819	6,45	7,68	Oui (édulcorant humain)	Ja (Süßstoff für Menschen)	8,01
2,455	15,83	3,37	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	7,10
1,476	34,71	3,09	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	7,07
0,961	7,62	4,99	Oui (issu du café et thé ou additif alimentaire (boissons, sodas))	Ja (aus Kaffee und Tee oder Lebensmittelzusatzstoff (Getränke, Limonaden))	7,06
0,969	32,52	3,42	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	7,04
1,463	1,21	4,77	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	6,36
0,216	2,97	5,10	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	6,04
0,462	7,12	3,27	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	5,98
1,026	26,85	1,11	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	5,02
0,805	3,06	2,00	Oui (produit de contraste radiologique)	Ja (Röntgenkontrastmittel)	5,00
1,053	1,50	2,17	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	4,94
0,748	12,99	1,33	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	4,89
0,835	4,52	1,36	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	4,51
0,131	1,21	1,47	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	3,27
0,023	1,00	1,33	Possible (répulsif insectes (sous forme d'aérosols, crèmes, lotions…) notamment anti moustiques pour les zones à risque de maladies)	Möglich (Insektenschutzmittel (in Form von Sprays, Cremes, Lotionen usw.), insbesondere Mückenschutzmittel für Gebiete mit Krankheitsrisiko)	2,26
	1,40	1,17	Oui (résidu de médicament)	Ja (Arzneimittelrückstände)	0,41
0,028	0,84	1,27	Non (surfactant, mousses anti incendies)	Nein (Tenside, Feuerlöschschäume)	
0,007	0,87	4,17	Non (nombreuses sources, (BRGM, 2024), faible dans poussière domestique (Zheng et al., 2023))	Nein (zahlreiche Quellen (BRGM, 2024), gering in Hausstaub (Zheng et al., 2023))	
0,013	1,03	2,04	Non (herbicide de grandes cultures)	Nein (Herbizid für Großkulturen)	
0,011	1,03	2,61	Non (herbicide de grandes cultures)	Nein (Herbizid für Großkulturen)	
	1,31	3,59	Non (protection du bois, goudron, etc.)	Nein (Holzschutz, Teer usw.)	
	1,06	1,69	Non (protection du bois, goudron, etc.)	Nein (Holzschutz, Teer usw.)	
	1,03	4,35	Non (protection du bois, goudron, etc.)	Nein (Holzschutz, Teer usw.)	
	2,10	1,60	Non (usages industriels)	Nein (industrielle Anwendungen)	
	1,06	2,17	Non (usages industriels)	Nein (industrielle Anwendungen)	
	1,12	4,18	Non (protection du bois, goudron, etc.)	Nein (Holzschutz, Teer usw.)	
0,020	0,94	1,11	Non (herbicide céréales)	Nein (Getreideherbizid)	
0,272	0,91	1,09	Non (herbicide du maïs)	Nein (Maisherbizid)	
0,082	1,03	4,26	Non (herbicide du maïs)	Nein (Maisherbizid)	
0,063	1,17	1,54	Non (herbicide du maïs)	Nein (Maisherbizid)	
	2,24	2,85	Non (usages industriels)	Nein (industrielle Anwendungen)	
0,003	1,31	1,23	Non (nombreuses sources, (BRGM, 2024), présent dans poussière domestique (Zheng et al., 2023))	Nein (zahlreiche Quellen (BRGM, 2024), gering in Hausstaub (Zheng et al., 2023))	
0,002	0,93	1,42	Non (nombreuses sources, (BRGM, 2024), faible dans poussière domestique (Zheng et al., 2023))	Nein (zahlreiche Quellen (BRGM, 2024), gering in Hausstaub (Zheng et al., 2023))	
0,009	1,15	1,12	Non (nombreuses sources, (BRGM, 2024), présent dans poussière domestique (Zheng et al., 2023))	Nein (zahlreiche Quellen (BRGM, 2024), gering in Hausstaub (Zheng et al., 2023))	
0,003	0,91	1,82	Non (protection du bois, goudron, etc.)	Nein (Holzschutz, Teer usw.)	
1,070	1,37	1,20	Non (agricole, atmosphérique, etc.)	Nein (landwirtschaftlich, atmosphärisch usw.)	
0,239	0,87	2,00	Non (protection du bois, goudron, etc.)	Nein (Holzschutz, Teer usw.)	

Substances indicatrices de rejets de STEU identifiées

Parmi les 40 substances présélectionnées, 19 ont une origine eaux usées connue. Pour 17, l'origine STEU majoritaire est validée. Pour deux, cette origine est très probable. Ces substances, listées dans le **Tableau 7.5**, sont :

Quatre adjuvants alimentaires (acésulfame, saccharine, sucralose et caféine). Ils présentent à la fois des concentrations en sortie de STEU élevées et des ratios aval/amont ESO élevés. De plus, ces substances sont principalement issues de l'alimentation humaine. Ces éléments font d'elles de très bonnes substances indicatrices de STEU.

Treize substances pharmaceutiques (douze résidus médicamenteux et un produit de contraste) se retrouvent également en concentrations élevées en sortie de STEU mais avec des ratios ESO moyens plus faibles (dus à des quantifications moins nombreuses en aval). Ces substances sont d'origine humaine. Ces éléments font également d'elles de bonnes substances indicatrices de STEU.

Deux substances pourraient également avoir une origine STEU majoritaire :

- le **tolyltriazole** pourrait être majoritairement issu des eaux usées (via son utilisation dans les tablettes lave-vaisselle), ce qui apparaît cohérent avec le fait qu'il a été retrouvé très concentré en rejet de STEU (moyenne = 1,06 µg/L) et que les rapports aval/amont sont élevés (moyenne de 13,7 en ESO et 5,6 en ESU) ;
- le **N,N-Diéthyl-3-méthylbenzamide (DEET),** important répulsif contre les moustiques, a été retrouvé en STEU à une concentration moyenne de 0,023 µg/L. Le ratio aval/amont moyen est de 1 en ESU et de 1,33 en ESO. Bien que ces valeurs indiquent une faible probabilité d'apport par les eaux usées, la substance a néanmoins été incluse dans la liste des substances indicatrices en raison de sa mention dans la littérature scientifique.

7.1.2.

Comparaison de la liste de substances indicatrices de rejet de STEU avec les résultats de l'axe 1

Dans cette partie, les substances préalablement identifiées sont étudiées à partir des résultats ERMES-ii-Rhin sur la nappe du Rhin supérieur (axe 1). Une analyse de leurs occurrences et niveaux de concentrations permet d'en déduire un niveau de préoccupation associé à chaque substance.

À noter que 6 des 19 substances précédemment listées n'ont pas été recherchées dans le cadre de l'axe 1 et ne sont donc pas incluses dans la comparaison. Il s'agit de la caféine, du tolyltriazole, du DEET, de la gabapentine, de l'oxazépam et du tramadol.

Identifizierte Abwasserindikatoren

Für 19 der 40 vorausgewählten Stoffe ist Abwasser eine bekannte Eintragsquelle, 17 Stoffe stammen nachweislich hauptsächlich aus Kläranlageneinleitungen. Bei zwei Stoffen ist diese Herkunft sehr wahrscheinlich. Diese Stoffe sind in **Tabelle 7.5** aufgeführt.

Vier Lebensmittelzusätze (Acesulfam, Saccharin, Sucralose, Koffein): Sie weisen sowohl hohe Konzentrationen in KLA-Einleitungen als auch hohe durchschnittliche Konzentrationsverhältnisse im GW auf. Darüber hinaus stammen diese Stoffe hauptsächlich aus Produkten für die menschliche Ernährung. Aufgrund dieser Faktoren sind sie sehr gute Abwasserindikatoren.

Dreizehn pharmazeutische Substanzen (zwölf Arzneimittelrückstände und ein Kontrastmittel): Sie kommen ebenfalls in hohen Konzentrationen in KLA-Einleitungen vor, weisen jedoch geringere durchschnittliche Konzentrationsverhältnisse im GW auf (aufgrund seltenerer Befunde stromabwärts). Diese Stoffe sind ebenfalls anthropogenen Ursprungs und aufgrund dieser Faktoren sehr gute Abwasserindikatoren.

Zwei weitere Stoffe könnten ebenfalls überwiegend aus Kläranlageneinleitungen stammen:

- **Tolyltriazol** könnte wegen seiner Verwendung in Geschirrspültabs überwiegend abwasserbürtig sein. Dafür sprechen die hohen Konzentrationen dieses Stoffes in KLA-Einleitungen (Durchschnitt = 1,06 µg/L) sowie die hohen Konzentrationsverhältnisse im GW und OW (Durchschnitt von 13,7 im GW und 5,6 im OW).
- **N,N-Diethyl-3-methylbenzamid (DEET),** ein weit verbreitetes Mückenschutzmittel und wurde in KLA-Einleitungen in einer durchschnittlichen Konzentration von 0,023 µg/L nachgewiesen. Das durchschnittliche Konzentrationsverhältnis im OW betrug 1, im GW 1,33. Zwar deuten diese Werte auf eine geringe Wahrscheinlichkeit des Eintrags durch Abwasser hin, der Stoff wurde aufgrund seiner Erwähnung in der wissenschaftlichen Literatur dennoch in die Liste der Abwasserindikatoren aufgenommen.

7.1.2.

Vergleich der identifizierten Abwasserindikatoren mit den Ergebnissen von Schwerpunkt 1

In diesem Abschnitt werden die zuvor identifizierten Stoffe mit den grenzüberschreitenden Ergebnissen von ERMES-ii-Rhein für das Grundwasser im Oberrheingraben (Schwerpunkt 1) verglichen. Anhand der Analyse ihres Vorkommens und ihrer Konzentrationswerte kann die Relevanz der einzelnen Stoffe ermittelt werden.

Hinweis: 6 der 19 identifizierten Abwasserindikatoren wurden im Rahmen von Schwerpunkt 1 nicht untersucht und daher nicht in den Vergleich einbezogen. Dabei handelt es sich um Koffein, Tolyltriazol, DEET, Gabapentin, Oxazepam und Tramadol.

Niveau de préoccupation des substances communes indicatrices de rejet de STEU

Les 13 substances indicatrices de STEU ont été reportées sur la **Figure 5.53** du chapitre 5.11 qui croise niveau de concentration et occurence, afin de définir leur niveau de préoccupation pour la nappe du Rhin supérieur (**Figure 7.4**). Le niveau de concentration est exprimé par le percentile 95 (P95) des résultats rapporté à la valeur seuil transfrontalière de la substance, tandis que l'occurrence est représentée par la fréquence de quantification (**cf. Partie 5.11.2**).

Pour les adjuvants alimentaires, la valeur seuil indicative de 0,1 µg/L est attribuée aux trois substances ne disposant pas de valeur seuil transfrontalière ainsi qu'à l'acésulfame, bien que ce dernier dispose d'une valeur seuil (GOW) de 30 000 µg/L. Ce choix est fait pour ne pas biaiser la lecture globale des résultats, l'objectif étant également de montrer la pertinence de ces substances en tant que traceurs (y compris à des niveaux de concentrations comparables aux ordres de grandeurs des micropolluants).

La **Figure 7.4** est divisée en quatre parties permettant de classer les molécules selon quatre niveaux de préoccupation que suscite leur occurrence et leur niveau de concentration :

- **faible :** substances dont la fréquence de quantification est inférieure à 5 % et dont le rapport P95/valeur seuil est inférieur à 1 (quartier inférieur gauche du graphique) ;
- **modéré :** substances quantifiées à une fréquence supérieure à 5 % mais dont le rapport P95/valeur seuil reste inférieur à 1 (quartier supérieur gauche) ;
- **ponctuellement fort :** substances avec un rapport P95/valeur seuil supérieur à 1, mais dont la fréquence de quantification est inférieure à 5 % (quartier inférieur droit) ;
- **fort :** substances dont le rapport P95/valeur seuil est supérieur à 1 et dont la fréquence de quantification est supérieure à 5 % (quartier supérieur droit).

Quatre substances indicatrices sont classées à un **niveau de préoccupation fort** pour les eaux souterraines rhénanes : acésulfame et sucralose, carbamazépine et sulfaméthoxazole. Il convient toutefois de relativiser cette information pour les adjuvants alimentaires, dont la toxicité n'est pas comparable à d'autres micropolluants organiques (PFAS, pesticides, etc.). Néanmoins, ces résultats montrent à quel point ces molécules issues de rejets de STEU ont une influence sur les eaux souterraines de l'aquifère rhénan. Cela peut amener à suggérer la présence potentielle d'autres contaminants non recherchés dans cette étude.

Trois substances ont été classées à un **niveau de préoccupation ponctuellement fort** selon l'étude, ce qui traduit des contaminations ou pollutions locales et/ou spécifiques à certains sites : saccharine, diclofénac, hydrochlorothiazide.

Deux substances ont un **niveau de préoccupation modéré** selon l'étude : acide diatrizoïque et lamotrigine.

Relevanz der identifizierten Abwasserindikatoren

Die 13 Abwasserindikatoren sind **Abbildung 5.53** in Abschnitt 5.11 zu entnehmen, in dem die Relevanz für das Grundwasser des Oberrheingrabens durch den Vergleich des Konzentrationsniveaus und des Vorkommens definiert wird (**Abbildung 7.4**). Das Konzentrationsniveau wird durch das 95. Perzentil (P95) der Ergebnisse im Verhältnis zum grenzüberschreitenden Schwellenwert des Stoffes ausgedrückt, das Vorkommen durch die Bestimmungshäufigkeit (**Abschnitt 5.11.2**).

Bei den Lebensmittelzusatzstoffen wurde den drei Stoffen ohne grenzüberschreitenden Schwellenwert sowie Acesulfam der Richtwert von 0,1 µg/L zugewiesen, obwohl Acesulfam über einen GOW von 30.000 µg/L verfügt. Damit soll eine Verzerrung bei der Gesamtinterpretation der Ergebnisse vermieden sowie ferner die Eignung dieser Stoffe als Tracer (auch bei geringen Konzentrationen) aufgezeigt werden.

Die vier Quadranten in **Abbildung 7.4** entsprechen vier Relevanzeinstufungen in Bezug auf die Konzentration und die Bestimmungshäufigkeit dieser Stoffe:

- **Geringe Relevanz:** Stoffe, deren Bestimmungshäufigkeit unter 5 % liegt und deren Verhältnis P95/Schwellenwert kleiner 1 ist (unterer linker Quadrant).
- **Mittlere Relevanz:** Stoffe, deren Bestimmungshäufigkeit 5 % überschreitet und deren Verhältnis P95/Schwellenwert kleiner 1 ist (oberer linker Quadrant).
- **Punktuell hohe Relevanz:** Stoffe, deren Bestimmungshäufigkeit unter 5 % liegt und deren Verhältnis P95/Schwellenwert größer 1 ist (unterer rechter Quadrant).
- **Hohe Relevanz:** Stoffe, deren Bestimmungshäufigkeit 5 % überschreitet und deren Verhältnis P95/Schwellenwert größer 1 ist (oberer rechter Quadrant).

Vier Abwasserindikatoren wurden als **besonders relevant** für das Grundwasser im Oberrheingraben eingestuft: Acesulfam, Sucralose, Carbamazepin und Sulfamethoxazol. Für die Lebensmittelzusatzstoffe muss diese Einstufung jedoch etwas relativiert werden, da ihre Toxizität nicht mit anderen organischen Spurenstoffen (PFAS, PSM usw.) vergleichbar ist. Dennoch zeigen die Ergebnisse den signifikanten Einfluss dieser über Kläranlageneinleitungen eingetragenen Verbindungen auf das Grundwasser des Oberrheingrabens. Dies könnte auf das Vorhandensein weiterer, in dieser Studie nicht untersuchter Stoffe hindeuten.

Drei Stoffe wurden in der Auswertung als **punktuell sehr relevant** eingestuft, was auf lokale bzw. standortspezifische Kontaminationen hindeutet: Saccharin, Diclofenac und Hydrochlorothiazid.

Zwei Stoffe haben basierend auf der Auswertung eine **mittlere Relevanz:** Amidotrizoesäure und Lamotrigin.

Vier pharmazeutische Substanzen haben basierend auf der Auswertung eine **eher geringe Relevanz:** Carbamazepin-Epoxid, Valsartan, Metoprolol und Ibuprofen.

Quatre substances pharmaceutiques ont un **niveau de préoccupation faible** selon l'étude : carbamazépine époxy, valsartan, métoprolol, ibuprofène.

La présence de ces substances met en évidence l'infiltration d'effluents issus de STEU dans les eaux souterraines et suggère que d'autres polluants, dont l'existence pourrait encore être inconnue, sont également transportés. Ainsi, la détection de ces substances permet non seulement de confirmer la contamination issue des eaux usées traitées (à petite ou grande échelle), mais aussi d'alerter sur le potentiel de contamination par des micropolluants pas encore identifiés, renforçant l'importance de leur suivi dans les eaux souterraines.

Enfin, ces résultats sont également à mettre en relief des prérequis et contraintes de l'étude (biais analytiques liés aux limites de quantification, non prise en compte de certains résultats pour la Birs, le Landgraben et le Winkelbach, etc.), pouvant conduire à ne pas faire ressortir des substances potentiellement indicatrices de STEU. Dans ce cas de figure peut être cité par exemple le benzotriazole, analysé dans le cadre de l'axe 1 et identifié comme un traceur de rejets de STEU pour plusieurs sites pilotes de l'axe 2, mais qui ne ressort pas via cette analyse.

Distribution géographique des substances indicatrices d'eaux usées traitées

Comme mentionné précédemment, la présence de substances indicatrices d'eaux usées traitées dans les eaux souterraines permet de suivre l'influence des rejets de STEU qui s'infiltrent dans la nappe via les échanges nappe/rivière.

Dans cette section, à partir des résultats de l'axe 1, la répartition géographique des 13 substances communes indicatrices de rejets de STEU est explorée (**Carte 7.1**).

D'une manière générale, les secteurs urbanisés ou situés à proximité des grandes agglomérations, ainsi que les zones où les cours d'eau s'infiltrent fortement dans la nappe rhénane, sont caractérisés par la présence plus ou moins prononcée de substances indicatrices de rejets de STEU.

Le nombre de substances quantifiées est élevé au niveau de Bâle, autour de Strasbourg, Karlsruhe, dans la zone de Mannheim-Heidelberg. Les secteurs à forte infiltration où ces substances sont également très retrouvées sont le Ried alsacien (entre Mulhouse et Colmar) et le Ried hessois (au sud de Darmstadt jusqu'à Francfort). Sur le Ried alsacien, la présence près des rivières et canaux est marquée, indiquant une infiltration forte : Thur, Ill, canal du Rhône au Rhin.

À l'inverse, certains secteurs présentent peu ou pas de substances malgré la présence de STEU importantes : plaine d'Alsace entre Colmar et Strasbourg, Rhénanie-Palatinat au sud de Bad Dürkheim. Ces secteurs sont caractérisés par un drainage de la nappe par les rivières, ce qui limite la migration des substances vers la nappe et donc la contamination des eaux souterraines.

Das Vorhandensein dieser Stoffe weist jedoch auf die Infiltration von geklärtem Abwasser ins Grundwasser hin und legt die Vermutung nahe, dass auch andere Stoffe, deren Vorhandensein möglicherweise noch unbekannt ist, ins Grundwasser transportiert werden. Der Nachweis der identifizierten Abwasserindikatoren bestätigt zum einen Einträge aus Kläranlageneinleitungen (in kleinen oder großen Mengen) und weist zum anderen auf die Möglichkeit des Eintrags von noch nicht identifizierten Spurenstoffen hin, was die Bedeutung ihrer Überwachung im Grundwasser bekräftigt.

Schließlich sind bei der Interpretation dieser Ergebnisse auch die Voraussetzungen und Einschränkungen der Untersuchung zu berücksichtigen (analytische Verzerrungen aufgrund von Bestimmungsgrenzen, Nichtberücksichtigung bestimmter Ergebnisse für die Birs, den Landgraben, den Winkelbach u.a.), die dazu führen können, dass potenzielle Abwasserindikatoren nicht erkannt wurden. Dies trifft beispielsweise auf Benzotriazol zu. Der Stoff wurde im Rahmen von Schwerpunkt 1 untersucht und für mehrere Pilotgebiete als Abwasserindikator identifiziert, ging aber aus dieser Analyse nicht als Abwasserindikator hervor.

Geografische Verteilung der Abwasserindikatoren

Anhand des Nachweises der identifizierten Abwasserindikatoren im Grundwasser lässt sich der Einfluss von Kläranlageneinleitungen nachverfolgen, die über die Interaktion zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser in das Grundwasser gelangen.

In diesem Abschnitt wird anhand der Ergebnisse von Schwerpunkt 1 die geografische Verteilung der 13 identifizierten Abwasserindikatoren untersucht (**Karte 7.1**).

Abwasserindikatoren sind in Siedlungsgebieten oder in der Nähe von Ballungsräumen sowie in Gebieten, in denen die Infiltration von Fließgewässern in das Grundwasser erheblich ist, unterschiedlich stark ausgeprägt.

So ist die Anzahl der quantifizierten Stoffe in den Räumen Basel, Straßburg, Karlsruhe und im Bereich Mannheim-Heidelberg erhöht. In Gebieten mit erheblicher Infiltration wurden diese abwasserbürtigen Stoffe sehr häufig im Elsässischen Ried (zwischen Mulhouse und Colmar) und im Hessischen Ried (südlich von Darmstadt bis nach Frankfurt) nachgewiesen. Im Elsässischen Ried waren zahlreiche Befunde in der Nähe von Flüssen und Kanälen (Thur, Ill, Rhein-Rhône-Kanal) festzustellen, was auf eine erhebliche Infiltration hindeutet.

Im Gegensatz dazu waren in manchen Bereichen trotz des Vorhandenseins großer Kläranlagen nur wenige oder gar keine Stoffe nachweisbar, z. B. in der elsässischen Tiefebene zwischen Colmar und Straßburg und in Rheinland-Pfalz südlich von Bad Dürkheim. Da in diesen Gebieten Exfiltration von Grundwasser in die Fließgewässer auftreten kann, gelangen weniger Stoffe in das Grundwasser, das daher vermutlich derzeit weniger Belastungen aufweist.

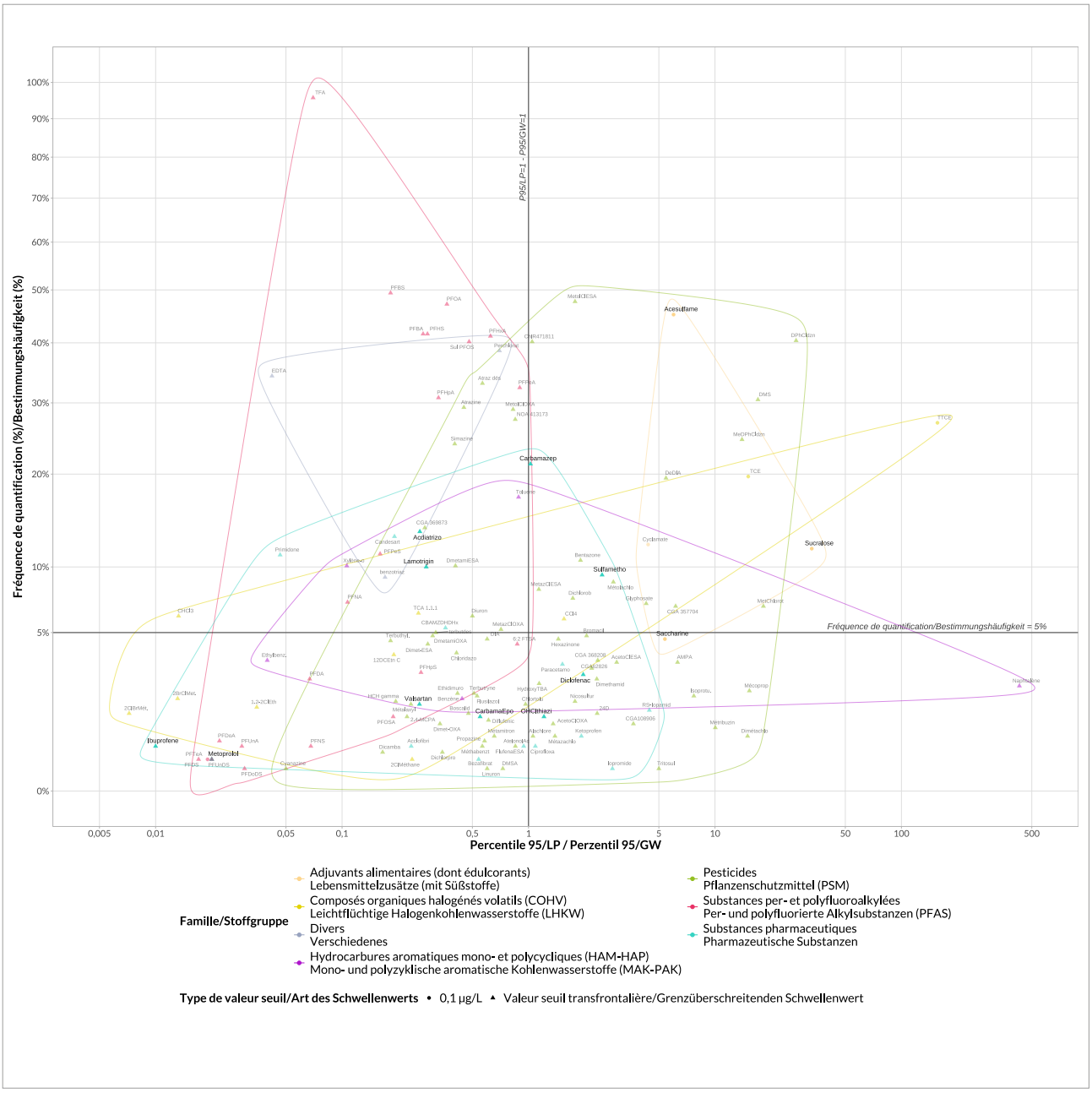
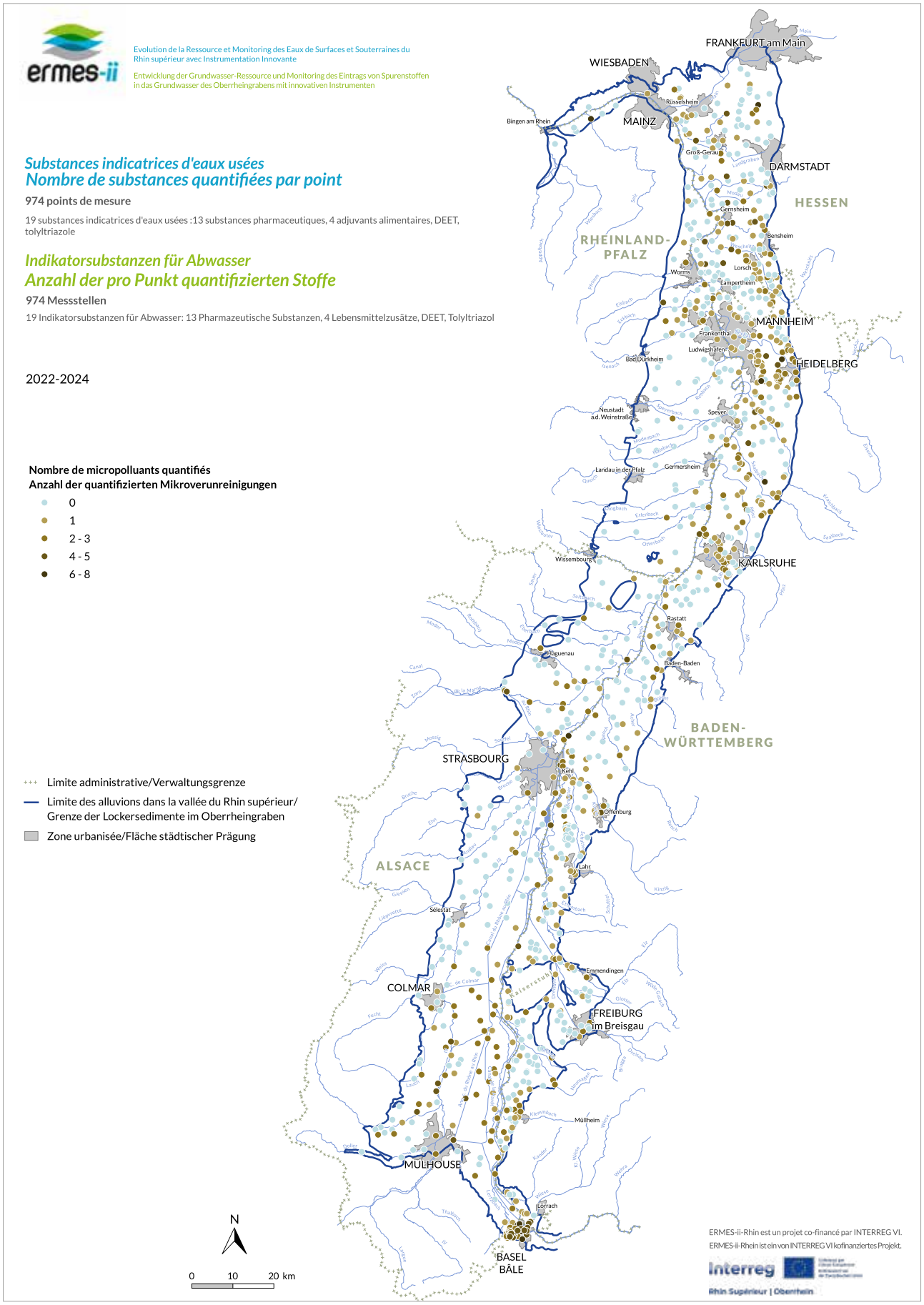


Figure 7.4 : Distribution des micropolluants de l'axe 1 en fonction du percentile 95 rapporté à la valeur seuil transfrontalière et la fréquence de quantification, et mise en valeur des substances indicatrices de STEU identifiées

Abbildung 7.4: Verteilung der Spurenstoffe von Schwerpunkt 1 nach dem 95. Perzentil bezogen auf den grenzüberschreitenden Schwellenwert und die Bestimmungshäufigkeit mit Hervorhebung der Abwasserindikatoren



Carte 7.1: Nombre de substances quantifiées par points de mesure parmi les 19 substances indicatrices de rejets de STEU retenues

Karte 7.1: Anzahl der 19 identifizierten Abwasserindikatoren pro Messstelle

7.2.

Analyses non ciblées (NTS) sur des points d'eau souterraine de l'axe 1 (BRGM-RP)

Des analyses non ciblées ont été réalisées sur l'axe 1 à l'échelle de la nappe du Rhin supérieur (**Carte 7.2**), en Alsace (onze points d'eau souterraine) et en Rhénanie-Palatinat (sept points d'eau souterraine), afin de compléter l'interprétation des résultats déjà obtenus. Ces analyses non ciblées ont été réalisées selon le cadre commun technique décrit au **chapitre 4** et détaillé en **Annexe 5**, à l'identique des analyses réalisées sur les sites pilotes (**chapitre 6**). Le traitement des données réalisé sur ces données NTS acquises est de type « suspect », par comparaison avec des bases de données pour l'identification de substances en lien avec la confiance accordée à l'identification (**chapitre 4**).

En Alsace, la sélection des points de mesure a reposé sur plusieurs critères :

- les résultats du projet ERMES 2016 ont été pris en considération afin d'identifier les points de mesure les plus contaminés en micropolluants et à l'inverse ceux qui le sont le moins ;
- la connaissance de l'occupation des sols, soit par la zone d'apport (ZAP) calculée pour le projet ERMES 2016, soit par le type d'occupation du sol au droit du point, a permis de sélectionner des zones naturelles, points témoins éloignés des pressions ; des zones agricoles et des zones urbaines, avec le choix de deux points dans les principales agglomérations alsaciennes (Mulhouse et Strasbourg) ;
- la proximité avec le Rhin avec un point choisi en zone d'affluence du Rhin et en aval de Bâle ;
- les connaissances sur les influences ESU/ESO ;
- la prise en considération de la pérennité du point en vue de futures analyses ;
- la prise en considération de l'enjeu du point vis-à-vis d'un usage AEP, de problématiques PFAS ou autres pollutions historiques.

Pour la Rhénanie-Palatinat, les sept points de mesure sont répartis sur trois zones d'étude (Frankenthal, Kandel/Jockgrim, Ingelheim). Les résultats d'analyses ciblées antérieures portant sur les micropolluants organiques ont été utilisés pour sélectionner les points de mesure.

Dans deux zones étudiées, Ingelheim et Kandel/Jockgrim, un point de mesure présentant une pollution élevée dans le passé et un autre présentant une pollution faible ont été sélectionnés afin de comparer les profils de pollution et d'identifier la pollution de fond du site.

Sur le site de Frankenthal, trois points de mesure d'eau souterraine situés à différentes distances du Rhin ont été sélectionnés et l'eau du Rhin a également été analysée à la station de mesure de Worms afin d'étudier l'influence du filtrat des berges du Rhin sur les points de mesure.

7.2.

Non-Target-Analysen (NTS) an Grundwassermessstellen des Schwerpunkts 1 (BRGM-RP)

Unter Schwerpunkt 1 des Projekts wurden im Grundwasser des Oberrheingrabens Non-Target-Analysen (**Karte 7.2**) an elf Messstellen im Elsass und an sieben Messstellen in Rheinland-Pfalz durchgeführt, die ergänzend in die Interpretation der bereits erzielten Ergebnisse eingeflossen sind. Diese NTS-Analysen erfolgten gemäß dem in **Kapitel 4** beschriebenen und in **Anhang 5** näher erläuterten gemeinsamen technischen Rahmen auf die gleiche Art und Weise wie die in den Pilotgebieten durchgeführten Analysen (**Kapitel 6**). Die gewonnenen NTS-Daten wurden mit Datenbanken verglichen (Suspected-Target-Screening), um Stoffe in Verbindung mit dem Vertrauensindex zu identifizieren (**Kapitel 4**).

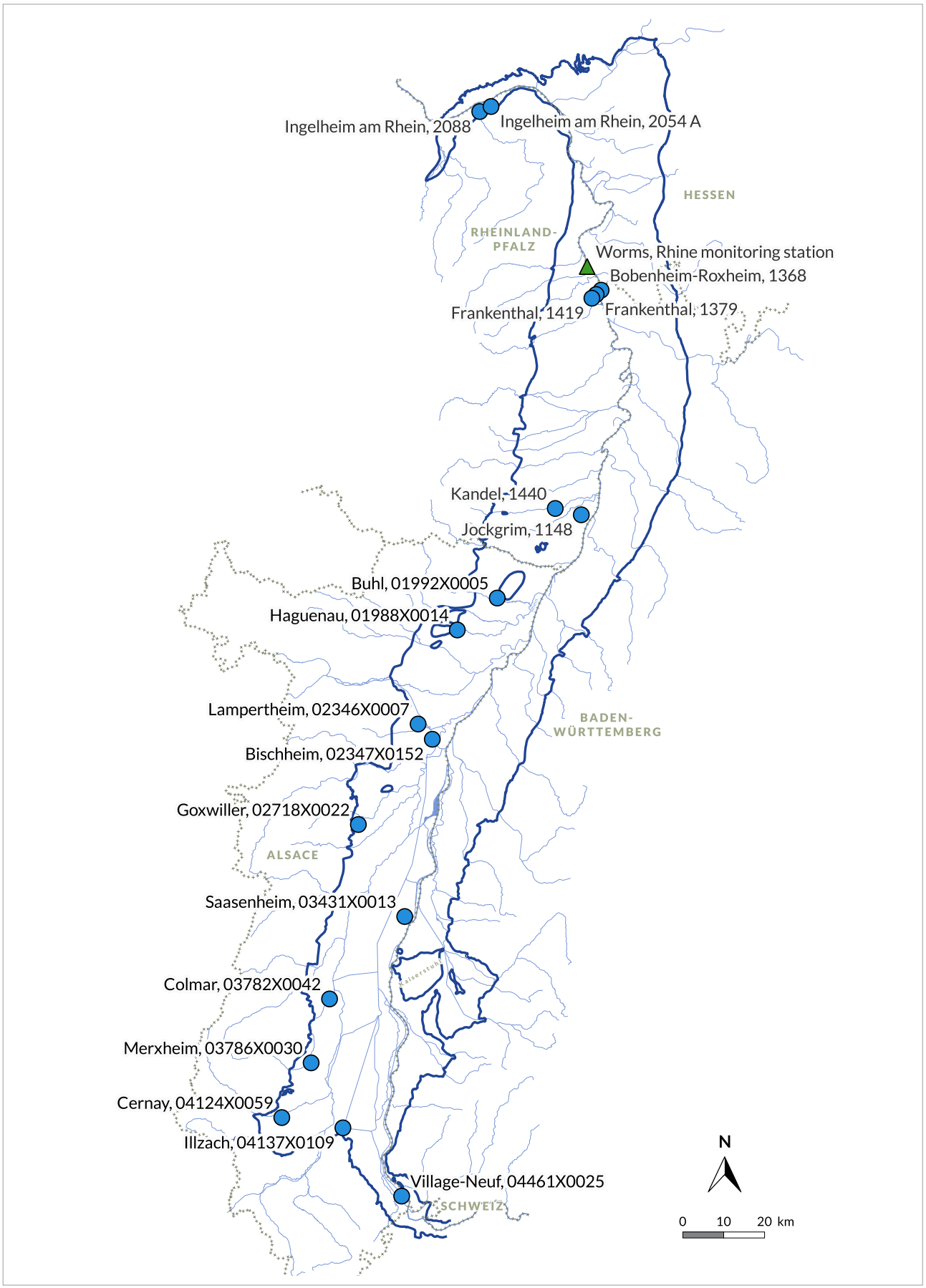
Im Elsass basierte die Auswahl der Messstellen auf mehreren Kriterien:

- Anhand der Ergebnisse des Projekts ERMES-Rhein 2016 wurden die Messstellen mit der höchsten und mit der geringsten Spurenstoffbelastung identifiziert.
- Die Kenntnis der Landnutzung, entweder in dem für das Projekt ERMES 2016 berechneten Einzugsgebiet oder durch die Art der Landnutzung an der Messstelle, ermöglichte die Auswahl von i. naturbelassenen Gebieten, d.h. belastungsfernen Kontrollmessstellen; ii. landwirtschaftlichen Gebieten und iii. städtischen Gebieten, wobei zwei Messstellen in den größten elsässischen Ballungsräumen Mulhouse und Straßburg lagen.
- Die Nähe zum Rhein mit einer Messstelle im Einzugsgebiet des Rheins und stromabwärts von Basel
- Kenntnisse über die Einflüsse von OW/GW
- Berücksichtigung des Fortbestands der Messstelle im Hinblick auf zukünftige Analysen
- Berücksichtigung der Bedeutung der Messstelle im Hinblick auf Trinkwassernutzung, PFAS-Problematik oder andere historische Verschmutzungen.

In Rheinland-Pfalz verteilen sich die sieben Messstellen auf drei Untersuchungsgebiete (Frankenthal, Kandel/Jockgrim, Ingelheim). Für die Auswahl der Messstellen wurden Ergebnisse aus vergangenen gezielten Analysen von organischen Spurenstoffen herangezogen.

In den beiden Untersuchungsgebieten Ingelheim und Kandel/Jockgrim wurden je eine Messstelle mit in der Vergangenheit hoher und eine mit niedriger Belastung ausgewählt, um die Belastungsprofile zu vergleichen und die Hintergrundbelastung des Standorts zu identifizieren.

Am Standort Frankenthal wurden drei Grundwassermessstellen mit unterschiedlichem Abstand zum Rhein gewählt und zudem das Rheinwasser an der Rheingütestation in Worms analysiert, um den Einfluss von Rhein-Uferfiltrat auf die Messstellen zu untersuchen.



Carte 7.2 : Points de l'axe 1, localisés en Rhénanie-Palatinat et en Alsace, pour lesquels des analyses NTS ont été réalisées

Karte 7.2: Grundwassermessstellen von Schwerpunkt 1 in Rheinland-Pfalz und im Elsass, an denen NTS-Analysen durchgeführt wurden

Résultats en Alsace

Les analyses NTS ont permis d'identifier plusieurs micropolluants sur les onze sites sélectionnés. Le nombre de substances identifiées par famille de micropolluants est présenté sur la **Figure 7.5**.

La famille avec le plus de substances identifiées sur les onze points d'eau souterraine est celle des pesticides ; c'est en accord avec la base de données utilisée pour l'identification qui est composée à environ 60 % de pesticides.

Le nombre de substances identifiées sur les onze sites varie de 4 à 25 ; Haguenau étant le site le moins contaminé (quatre pesticides et produits de dégradation identifiés) et Illzach le plus contaminé (25 substances identifiées : pesticides et produits de dégradation, substances pharmaceutiques, produits de la vie courante, composés industriels, PFAS).

Ergebnisse im Elsass

Für das Elsass konnten anhand der NTS-Analysen mehrere Spurenstoffe an den elf ausgewählten Standorten identifiziert werden. Die Anzahl der pro Stoffgruppe identifizierten Stoffe ist **Abbildung 7.5** zu entnehmen.

Die Stoffgruppe, in der die meisten Stoffe identifiziert wurden, sind Pflanzenschutzmittel; dies steht im Einklang mit der für die Identifizierung verwendeten Datenbank, die etwa 60 % PSM enthält.

Die Anzahl der an den elf Standorten identifizierten Stoffe variiert zwischen 4 und 25, wobei Haguenau der am wenigsten belastete Standort war (vier identifizierte PSM und Abbauprodukte) und Illzach der am stärksten belastete (25 identifizierte Stoffe: PSM und Abbauprodukte, pharmazeutische Substanzen, Produkte des täglichen Lebens, Industrieverbindungen, PFAS).

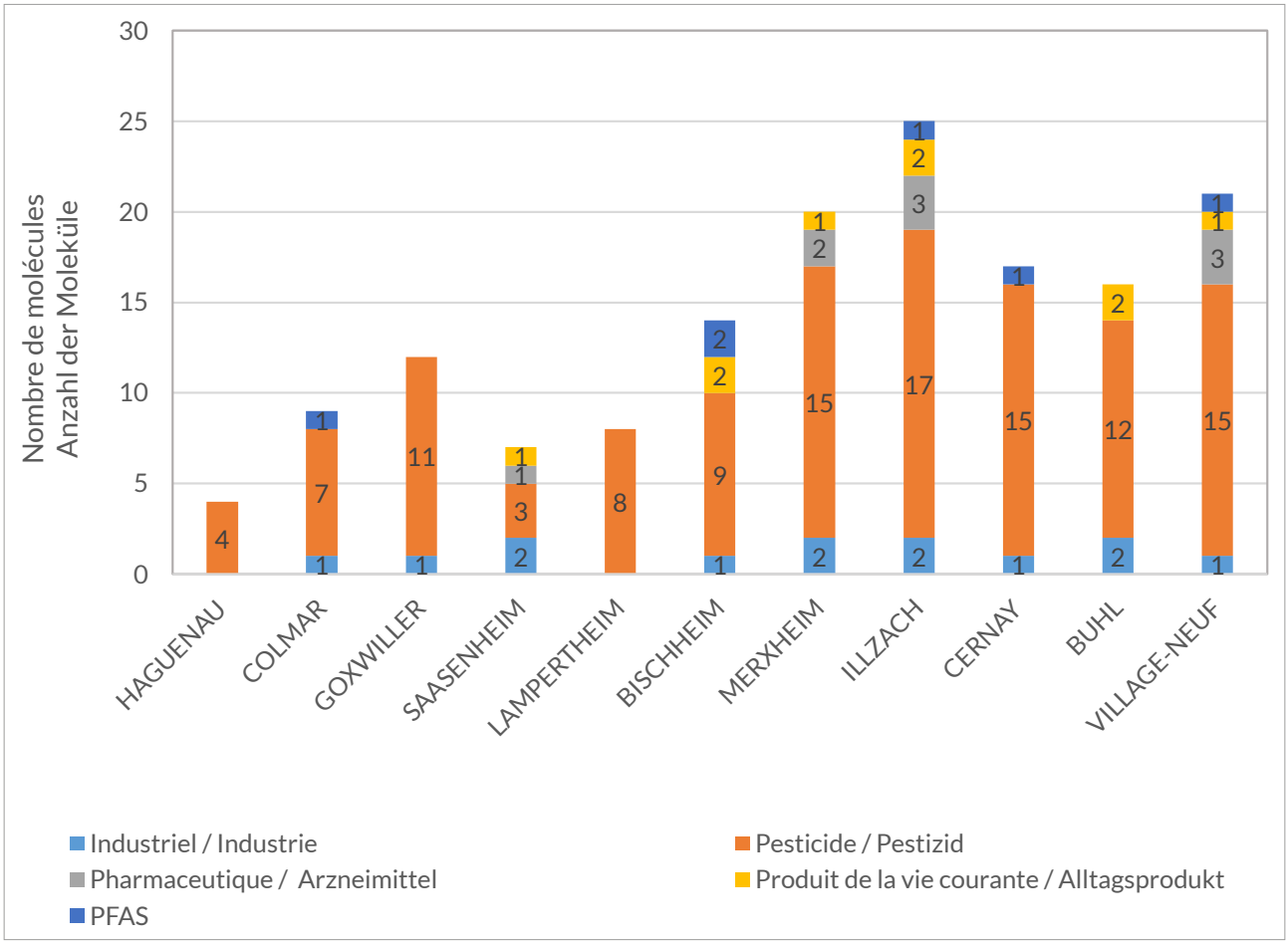


Figure 7.5 : Répartition des classes des molécules identifiées dans les onze points de la nappe d'Alsace par NTS. De gauche à droite: deux sites en zone forestière, trois sites en zone agricole, un site en zone urbaine, un site avec relation nappe/rivière, trois sites les plus contaminés lors du projet ERMES 2016 et un site proche du Rhin en aval de Bâle

Abbildung 7.5: Verteilung der Stoffe auf die Stoffgruppen, die an den elf Messstellen des elsässischen Grundwassers durch NTS identifiziert wurden. Von links nach rechts: zwei Standorte in Waldgebieten, drei Standorte in landwirtschaftlichen Gebieten, ein Standort in städtischen Gebieten, ein Standort mit Grundwasser-/Flussverbindung, die drei am stärksten belasteten Standorte aus dem Projekt ERMES-Rhein 2016 und ein Standort in der Nähe des Rheins stromabwärts von Basel

Les sites de **Haguenau et Colmar** ont été choisis pour leur localisation en zone forestière.

Sur le site d'Haguenau, quatre pesticides anciens ont été identifiés, laissant paraître une contamination ancienne des eaux souterraines vraisemblablement en amont de ce point d'eau.

Le site de **Colmar** est quant à lui marqué par une contamination industrielle en bisphénol S et en PFPrS, en plus d'une contamination agricole ancienne et récente ; ces résultats permettent de mettre en avant l'impact de pressions urbaines, industrielles et agricoles de ce point d'eau. Celui-ci est situé en bordure de zone forestière, mais aussi à proximité de la ville de Colmar, de l'autoroute, de parcelles agricoles, et à moins de 200 m de la Thur.

Les sites de **Goxwiller et Saasenheim** ont été sélectionnés comme témoins agricoles. Le premier est principalement contaminé par des pesticides, dont certains sont interdits, et leurs métabolites, et du bisphénol S. Le site de Saasenheim semble plutôt impacté par une pollution agricole ancienne mais aussi par une pollution industrielle.

Le site de **Lampertheim**, situé au milieu des parcelles agricoles, est marqué par une pollution agricole ancienne et récente avec l'identification de pesticides autorisés et interdits, et leurs produits de dégradation.

Sur le site de **Bischheim** situé en zone urbaine, 14 substances sont identifiées dont des pesticides autorisés et interdits et leurs métabolites, des PFAS et des produits de la vie courante.

Le site de **Merxheim** est un forage AEP pour lequel il était soupçonné un impact des rejets de la STEU située en amont, via les échanges nappe/rivière. Les résultats NTS confirment l'impact du rejet de la STEU en amont, mais aussi la relation entre le cours d'eau et la nappe. Les molécules identifiées sont des substances indicatrices de STEU tels que le sucralose (un édulcorant), des substances pharmaceutiques mais aussi un produit de dégradation d'un insecticide utilisé en usage vétérinaire pour les animaux domestiques, le fipronil.

Le forage de **Cernay**, situé dans une zone industrielle, est aussi l'un des trois sites les plus contaminés dans le projet ERMES 2016 et le plus contaminé en PFAS. Les résultats d'analyses non ciblées (NTS) indiquent aussi une contamination agricole, en accord avec les résultats de l'analyse ciblée.

Le site de **Buhl** était le site le plus contaminé lors des résultats du projet ERMES 2016 ; le plus grand nombre de pesticides y avait été quantifié. D'après les résultats NTS, ce site est effectivement impacté par une pollution agricole, mais aussi industrielle et urbaine, avec la présence de composés industriels tels que le benzotriazole et le tolyltriazole mais aussi par certains produits de la vie courante comme l'acésulfame.

Sur les sites de **Village-Neuf et Illzach**, l'ensemble des familles de substances ont été identifiées : pesticides et produits de dégradation, pharmaceutiques, composés industriels, produits de la vie courante et PFAS.

Die Standorte **Haguenau und Colmar** wurden aufgrund ihrer Lage in Waldgebieten ausgewählt.

Am Standort Haguenau wurden vier seit langem bekannte Pflanzenschutzmittel identifiziert, was auf eine frühere Belastung des Grundwassers vermutlich stromaufwärts dieser Messstelle hindeutet.

Der Standort **Colmar** ist neben früheren sowie jüngeren landwirtschaftlichen Einträgen durch eine industrielle Belastung mit Bisphenol S und PFPrS gekennzeichnet. Diese Ergebnisse verdeutlichen die Tragweite der städtischen, industriellen und landwirtschaftlichen Belastung an dieser Messstelle. Diese liegt am Rande eines Waldgebietes, aber auch in der Nähe der Stadt Colmar, der Autobahn, landwirtschaftlicher Flächen und weniger als 200 m von der Thur entfernt.

Die Standorte **Goxwiller und Saasenheim** wurden als landwirtschaftliche Kontrollgebiete ausgewählt. Die Belastung des ersten Standorts hängt hauptsächlich mit Pflanzenschutzmitteln, von denen einige verboten sind, sowie deren Abbauprodukten und mit Bisphenol S zusammen. Der Standort Saasenheim ist eher von früheren landwirtschaftlichen Einträgen, aber auch von einer industriellen Belastung betroffen.

Der Standort **Lampertheim**, der inmitten landwirtschaftlicher Flächen liegt, ist durch alte und neue Einträge aus der Landwirtschaft gekennzeichnet, wobei zugelassene und verbotene PSM sowie deren Abbauprodukte nachgewiesen wurden.

Der Standort **Bischheim** befindet sich in einem städtisch geprägten Gebiet. 14 Stoffe wurden identifiziert, darunter zugelassene und verbotene PSM und deren Abbauprodukte, PFAS sowie Produkte des täglichen Lebens.

Der Standort **Merxheim** ist ein Trinkwasserbrunnen, bei dem ein Einfluss der Kläranlageneinleitungen (KLA) stromaufwärts über die Interaktion zwischen dem Fließgewässer (OW) und dem Grundwasser (GW) vermutet wurde. Die NTS-Ergebnisse bestätigen diesen Einfluss sowie die Interaktion zwischen Fließgewässer und Grundwasser. Bei den identifizierten Verbindungen handelt es sich um Abwasserindikatoren wie den Süßstoff Sucralose, pharmazeutische Substanzen sowie ein Abbauprodukt von Fipronil, einem Insektizid, das in der Tiermedizin für Haustiere verwendet wird.

Die Messstelle in **Cernay**, die sich im Industriegebiet befindet, war einer der drei am stärksten belasteten Standorte des Projekts ERMES-Rhein 2016 und wies auch die stärkste Belastung mit PFAS auf. Die Ergebnisse der NTS- Analysen weisen auch auf landwirtschaftliche Einträge hin und bestätigen damit die Resultate der gezielten Analysen.

Der Standort **Buhl** war bei ERMES-Rhein 2016 der am stärksten belastete Standort, hier wurden die meisten PSM nachgewiesen. Die NTS-Ergebnisse bestätigten die landwirtschaftliche Belastung dieses Standorts. Gleichzeitig zeigten sie eine industrielle und städtische Belastung mit

Le site de **Village-Neuf** est situé à moins de 300 m du Rhin, en aval de Bâle et en aval de la prise d'eau de Huningue qui alimente le canal d'Huningue puis, par la suite, le canal du Rhône au Rhin. Les résultats NTS indiquent une pollution variée provenant de pressions agricoles, industrielles, urbaines et domestiques (rejets de STEU). La carbamazépine et un de ses métabolites, substances indicatrices de STEU, y ont été identifiés. Ce site peut donc potentiellement représenter la contamination « directe » de la nappe par l'eau du Rhin.

Le site d'**Illzach** faisait partie des 3 sites les plus contaminés dans le projet ERMES 2016. Il est situé en bordure du canal du Rhône au Rhin, sur un site industriel (papeterie), à proximité d'autres industries de l'agglomération de Mulhouse, mais aussi de sa STEU.

Ce site est celui qui a le plus grand nombre de molécules identifiées en analyse non ciblée (NTS). De nombreuses substances indicatrices de STEU sont présentes telles que la carbamazépine, l'acésulfame, et d'autres substances pharmaceutiques. Les résultats NTS confirment l'impact sur la nappe des pressions urbaines, industrielles et agricoles, avec la présence d'anciens et récents pesticides et leurs produits de dégradation.

L'analyse non ciblée a permis d'identifier 15 substances supplémentaires par rapport aux analyses ciblées sur ces onze points d'eau souterraine. Il s'agit de pesticides : trois produits de dégradation de l'alachlore, 2-aminobenzimidazole (produit de dégradation de la carbendazime), amétryne, dinoterbe, fipronil sulfone (produits de dégradation du fipronil), fluopicolide, ipoconazole, DEET et sebutylazine dans les zones naturelles ; de substances pharmaceutiques : estrone, fluconazole et irbesartan dans les zones agricoles et ; d'un PFAS : le PFPrS dans les zones urbaines.

Les onze sites sélectionnés pour les analyses NTS dans la plaine d'Alsace permettent à la fois de confirmer les pressions anthropiques (agricoles, industrielles, urbaines, domestiques) et leur impact sur la qualité de l'eau de la nappe du Rhin supérieur, mais aussi de mettre en évidence que l'eau du Rhin est un vecteur de contamination notamment en substances pharmaceutiques. La même observation a pu être formulée en Rhénanie-Palatinat.

Résultats en Rhénanie-Palatinat

Dans la zone d'étude de **Frankenthal**, au nord de Ludwigshafen, les trois points de mesure situés à différentes distances (80 m, 850 m, 1 800 m) du Rhin ont été analysés le 11 septembre 2023. Le même jour, l'eau du Rhin a également été analysée à la station de mesure de la qualité du Rhin à Worms. Les analyses devaient permettre de déterminer si la contamination des points de mesure par des micropolluants organiques était due à des apports provenant du Rhin et si elle diminuait à mesure que l'on s'éloignait du fleuve. Les analyses NTS ont montré que la pollution des points de mesure d'eau souterraine correspondait à moins

Industriechemikalien wie Benzotriazol und Tolyltriazol, aber auch bestimmten Alltagsprodukten wie Acesulfam.

An den Standorten **Village-Neuf und Illzach** wurden alle Stoffgruppen identifiziert: PSM und Abbauprodukte, Pharmaka, Industriechemikalien, Alltagsprodukte und PFAS.

Der Standort **Village-Neuf** liegt weniger als 300 m vom Rhein entfernt, stromabwärts von Basel und stromabwärts der Wasserentnahmestelle Huningue, die den Huningue-Kanal und anschließend den Rhein-Rhône-Kanal speist. Die NTS-Ergebnisse weisen auf vielfältige landwirtschaftliche, industrielle, städtische und häusliche Belastungen (KLA-Einleitungen) hin. Die Abwasserindikatoren Carbamazepin und einer seiner Metaboliten wurden dort identifiziert. An diesem Standort könnte das Grundwasser daher „direkt" durch Rheinwasser verunreinigt werden.

Der Standort **Illzach** war einer der drei am stärksten belasteten Standorte im Rahmen des Projekts ERMES-Rhein 2016. Er liegt am Rhein-Rhône-Kanal auf einem Industriegelände (Papierfabrik) in der Nähe anderer Industriebetriebe des Ballungsraums Mulhouse sowie dessen Kläranlage.

An diesem Standort wurde die größte Anzahl von Stoffen in einer NTS-Analyse identifiziert, darunter zahlreiche Abwasserindikatoren wie Carbamazepin, Acesulfam und andere pharmazeutische Substanzen. Die NTS-Ergebnisse bestätigen die Auswirkungen der städtischen, industriellen und landwirtschaftlichen Belastung auf das Grundwasser, wobei alte und neue PSM und deren Abbauprodukte nachgewiesen wurden.

Durch die NTS-Analysen konnten an diesen elf Grundwassermessstellen zusätzlich zu den gezielten Analysen 15 weitere Stoffe nachgewiesen werden. Es handelt sich dabei um i. PSM: drei Abbauprodukte von Alachlor, 2-Aminobenzimidazol (Abbauprodukt von Carbendazim), Ametryn, Dinoterb, Fipronilsulfon (Abbauprodukte von Fipronil), Fluopicolid, Ipoconazol, DEET und Sebutylazin in Naturgebieten; ii. Pharmaka: Östron, Fluconazol und Irbesartan in Landwirtschaftsgebieten; iii. eine PFAS (PFPrS) in städtischen Gebieten.

Die elf für die NTS-Analysen ausgewählten Standorte in der elsässischen Tiefebene bestätigen sowohl die anthropogene Belastung (landwirtschaftlich, industriell, städtisch, häuslich) und deren Auswirkungen auf die Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben. Zudem zeigen sie, dass das Rheinwasser ein signifikanter Transportweg für Einträge insbesondere von pharmazeutischen Substanzen ist. Dies wurde auch in Rheinland-Pfalz festgestellt.

Ergebnisse in Rheinland-Pfalz

Im Untersuchungsgebiet **Frankenthal** nördlich von Ludwigshafen wurden am 11. September 2023 drei Messstellen in unterschiedlichem Abstand (80 m, 850 m, 1.800 m) zum Rhein untersucht. Zudem wurde am selben Tag an der Rheingüte-Station in Worms das Rheinwasser analysiert.

de 50 % à celle de l'eau du Rhin mesurée le même jour et que les trois points de mesure présentaient des profils de pollution très distincts. Le point de mesure situé à 800 m du Rhin présentait les intensités totales les plus élevées. Des substances provenant de rejets d'eaux usées communales et industrielles ont notamment été identifiées dans les trois points de mesure. Un apport via le Rhin, dans lequel des eaux usées sont rejetées en de nombreux endroits, est donc probable. Les écarts entre les profils de pollution des points de mesure entre eux et l'eau du Rhin le jour de l'étude s'expliquent par les différences de débit et de temps de séjour des eaux souterraines.

Dans la zone d'étude de **Kandel/Jockgrim,** au sud de la Rhénanie-Palatinat, les deux points de mesure ont été examinés le 14 août 2023. Une influence agricole y avait été détectée sur les résultats des analyses ciblées. Le point de mesure 1148 semblait nettement moins pollué que le point de mesure 1440. Les analyses NTS ont montré que la pollution du point de mesure 1148, mesurée en termes d'intensité totale, était d'environ 75 % de celle du point de mesure 1440. 69 % de l'intensité totale dans 1440 et 85 % de l'intensité totale dans 1148 proviennent des mêmes features. Les analyses NTS ont montré que les profils de pollution des points de mesure sont plus similaires qu'on ne le pensait auparavant et présentent un degré de concordance significatif.

Dans la zone d'étude d'**Ingelheim**, les deux points de mesure ont été examinés le 14 août 2023. L'un présentait une faible pollution (2054 A) dans les analyses ciblées précédentes et l'autre (2088) une pollution importante, notamment par des médicaments. Les analyses NTS devaient permettre de caractériser plus en détail le profil de pollution du point de mesure 2088. Le point de mesure 2054 A a été échantillonné afin de détecter une éventuelle pollution de fond. Le point de mesure 2088 présentait des intensités totales environ deux fois plus élevées que le point de mesure 2054 A et les deux tiers de l'intensité totale n'étaient présents que sur le point de mesure 2088. 37 de ces features spécifiques au point de mesure ont pu être attribués à des substances à partir d'une comparaison avec des bases de données ; 21 d'entre eux sont généralement présents dans les eaux usées (traitées) : médicaments et leurs produits de dégradation, hormones, produits de luxe et édulcorants. Le point de mesure 2088 est situé à environ 30 m de la Selz, dans laquelle sont rejetées, en amont, les eaux usées traitées d'une STEU communale. Le Rhin, situé à environ 1 800 m, peut également être considéré comme une source supplémentaire ou alternative de pollution. Une comparaison des analyses NTS entre le point de mesure 2088 et les résultats de la station de mesure de la qualité du Rhin à Worms (voir zone d'étude Frankenthal) a montré des concordances. Il n'existe toutefois pas d'analyses NTS pour la Selz qui permettraient de comparer les résultats. Les conclusions tirées du site pilote « Landgraben » montrent qu'un petit cours d'eau dans lequel sont rejetées des eaux usées traitées peut suffire à influencer considérablement la qualité des eaux

Die Untersuchungen sollten die Frage beantworten, ob die Belastung der Messstellen mit organischen Spurenstoffen durch Eintrag aus dem Rhein hervorgerufen und mit größerem Abstand zum Rhein geringer wird. Die NTS-Analysen zeigten, dass die Belastung der Messstellen jeweils zu weniger als 50 % mit den Messungen des Rheinwassers am selben Tag übereinstimmte und die drei Messstellen sehr unterschiedliche Belastungsprofile aufwiesen. Die Messstelle mit 800 m Abstand zum Rhein wies die höchsten Gesamtintensitäten auf. An allen drei Messstellen wurden unter anderem Stoffe identifiziert, die aus Einleitungen geklärter kommunaler und industrieller Abwässer stammen. Daher ist ein Eintrag über den Rhein, in den an zahlreichen Stellen geklärtes Abwasser eingeleitet wird, wahrscheinlich. Die Abweichungen zwischen den Belastungsprofilen der Messstellen untereinander und dem Rheinwasser am Untersuchungstag sind durch Unterschiede beim Durchfluss und bei den Verweilzeiten des Grundwassers zu erklären.

Im Untersuchungsgebiet **Kandel/Jockgrim** im Süden von Rheinland-Pfalz wurden am 14. August 2023 zwei Messstellen untersucht, die in den Target-Analysen eine landwirtschaftliche Beeinflussung aufwiesen. Die Messstelle 1148 war deutlich weniger belastet als die Messstelle 1440. Die NTS-Analysen ergaben, dass die Belastung der Messstelle 1148 gemessen an der Gesamtintensität bei ca. 75 % der Belastung der Messstelle 1440 lag. An letzterer waren 69 % der Gesamtintensität auf dieselben Features zurückzuführen, an Messstelle 1148 waren es 85 %. Die NTS-Analysen haben gezeigt, dass die Belastungsprofile der Messstellen ähnlicher sind als vermutet und eine signifikante Übereinstimmung aufweisen.

Im Untersuchungsgebiet **Ingelheim** wurden am 14. August 2023 zwei Messstellen untersucht, von denen eine bei den vorherigen Target-Analysen eine geringe Belastung (2054 A) und die andere (2088) eine deutliche Belastung, u.a. mit Pharmaka, aufwiesen. Mittels der NTS-Analysen sollte das Belastungsprofil der Messstelle 2088 genauer charakterisiert werden. Die Messstelle 2054 A wurde auf eine möglicherweise vorhandene Hintergrundbelastung beprobt. Die Messstelle 2088 zeigte etwa doppelt so hohe Gesamtintensitäten wie die Messstelle 2054 A, und zwei Drittel der Gesamtintensität betraf nur die Messstelle 2088. 37 dieser messstellenspezifischen Features konnten per Datenbankvergleich Stoffen zugeordnet werden, von denen 21 typischerweise in (geklärtem) Abwasser vorkommen: pharmazeutische Substanzen und deren Abbauprodukte, Hormone, Genussmittel und Süßstoffe. Die Messstelle 2088 liegt etwa 30 m von der Selz entfernt, in die stromaufwärts das Abwasser einer kommunalen Kläranlage eingeleitet wird. Als weitere oder alternative Eintragsquelle kommt auch der Rhein in ca. 1.800 m Entfernung infrage. Ein Vergleich der NTS-Analysen zwischen der Messstelle 2088 und den Ergebnissen aus der Rheingütestation in Worms (s. Untersuchungsgebiet Frankenthal) zeigte Übereinstimmungen. Es liegen jedoch keine NTS-Analysen für die Selz vor, mit denen man die Resultate

souterraines adjacentes. C'est pourquoi l'apport via la Selz est considéré comme plus probable.

Enseignements et apports du NTS : limites, perspectives et améliorations envisageables

Les résultats des analyses NTS des points d'eau souterraine de l'axe 1 sont en adéquation avec les conclusions issues des analyses NTS de l'axe 2 (**Chapitre 6**) et sont complémentaires aux résultats des analyses ciblées des axes 1 et 2. Ces analyses NTS ont principalement été réalisées en basses eaux ; les variations saisonnières ne sont pas représentées ici. Ces résultats confirment que i) les critères initiaux déterminés pour le choix des points d'eau souterraine étaient pertinents, ii) les profils de pollution diffèrent en fonction des points d'eau souterraine ; les pressions anthropiques étant différentes en amont de ces points, iii) la présence de molécules indicatrices de STEU dans les eaux de la nappe rhénane et les cours d'eau dont le Rhin.

Le traitement « suspect » des données NTS ne permet d'identifier qu'une infime partie des features grâce à des bases de données. En une seule analyse l'identification d'une centaine de substances est malgré tout possible, comparé aux nombres de méthodes d'analyses nécessaires pour l'analyse ciblée de ces mêmes substances. Même si une partie de ces substances était déjà identifiée via l'analyse ciblée, plusieurs dizaines de substances supplémentaires ont été identifiées via le NTS (**Tableau 6.4**) comme des produits de dégradation ou des substances non réglementaires ou moins suivies.

L'utilisation d'une seule base de données commune à tous les partenaires aurait permis de réaliser une réelle comparaison des molécules identifiées sur chaque site pilote et ainsi conclure plus efficacement à l'échelle de la nappe rhénane.

De plus, pour harmoniser les traitements « non-ciblés », un regroupement et une prise en compte de tous les features de chaque site pilote en lien avec le type d'échantillon auraient permis d'avoir une image de la contamination à l'échelle de la nappe rhénane.

La combinaison des analyses ciblées et non ciblées est un atout pour la surveillance des milieux. L'analyse ciblée fournit des données de concentrations fiables tandis que l'analyse NTS rend visible la diversité chimique, les modèles spatiaux et les changements temporels, offrant ainsi un outil puissant pour l'identification des sources de contamination et la reconnaissance des modèles.

vergleichen könnte. Durch die Untersuchungen im Pilotgebiet Landgraben ist bekannt, dass ein kleineres Fließgewässer, in das Abwässer aus Kläranlagen eingeleitet werden, durchaus ausreichen kann, um die Qualität des angrenzenden Grundwassers deutlich zu beeinflussen. Daher wird der Eintrag über die Selz als wahrscheinlicher angesehen.

Erkenntnisse und Beiträge des NTS: Grenzen, Perspektiven und mögliche Verbesserungen

Die Ergebnisse der NTS-Analysen an den Messstellen von Schwerpunkt 1 decken sich mit den Erkenntnissen der NTS-Analysen von Schwerpunkt 2 (**Kapitel 6**) und ergänzen die Ergebnisse der gezielten Untersuchungen der Schwerpunkte 1 und 2. Die meisten dieser NTS-Analysen wurden bei Niedrigwasser durchgeführt; sie bilden saisonale Schwankunken nicht ab.

Diese Ergebnisse bestätigen, dass i) die Kriterien für die Auswahl der Grundwassermessstellen geeignet waren, ii) die Belastungsprofile je nach Messstellen variieren, da die anthropogene Belastung stromaufwärts dieser Messstellen unterschiedlich ist, iii) Abwasserindikatoren im Grundwasser und in den Fließgewässern, darunter im Rhein, nachweisbar sind.

Aufgrund der Verarbeitung als «Verdachtsfälle» der NTS-Daten lässt sich nur ein winziger Teil der Merkmale mithilfe von Datenbanken identifizieren. Doch es ist möglich, in einer einzigen Analyse etwa einhundert Stoffe zu identifizieren. Im Gegensatz dazu wäre für die gezielte Analyse derselben Stoffe eine hohe Anzahl von Analysemethoden erforderlich. Zwar war ein Teil dieser Stoffe bereits durch die gezielten Analysen identifiziert worden; doch mehrere Dutzend weitere Stoffe konnten mittels NTS (**Tabelle 6.4**) identifiziert werden, darunter Abbauprodukte oder nicht regulierte bzw. weniger systematisch überwachte Stoffe.

Die Verwendung einer einzigen, für alle Partner gemeinsamen Datenbank hätte einen besseren Vergleich der in jedem Pilotgebiet identifizierten Stoffe ermöglicht und somit effizientere Schlussfolgerungen auf der Ebene des Grundwassers im Oberrheingraben zugelassen.

Um zudem die „nicht gezielten" Messungen zu harmonisieren, hätten die Berücksichtigung und Zusammenfassung aller Features der einzelnen Pilotgebiete in Verbindung mit der Art der Probe ein Gesamtbild der Belastung auf Ebene des Grundwassers im Oberrheingraben ergeben.

Die Kombination aus Target- und Non-Target-Analytik bietet viele Vorteile für die Umweltüberwachung. Die gezielte Analyse liefert zuverlässige Konzentrationsdaten, während die NTS-Analyse die chemische Vielfalt, räumliche Muster und zeitliche Veränderungen sichtbar macht und somit ein leistungsstarkes Instrument zur Identifizierung von Eintragsquellen und zur Erkennung von Mustern darstellt.

7.3.

Synthèse de l'étude pression-impact (BRGM)

Les résultats présentés ici servent à l'analyse exploratoire des compositions relatives des substances et à l'identification de modèles hydrogéochimiques sélectionnés. L'interprétation fournit des processus possibles, mais ne remplace pas l'évaluation de la pollution avérée, ni les cartes de concentration, de valeurs limites ou d'état. Pour les données allemandes, l'évaluation technique et juridique continue de se baser sur des valeurs mesurées absolues et des valeurs seuils (voir chapitres précédents). Les résultats présentés ci-dessous constituent donc une analyse exploratoire supplémentaire qui n'est déterminante ni pour l'évaluation de l'état ni pour l'évaluation globale dans le présent rapport.

Dans le cadre d'ERMES-ii-Rhin, le BRGM a contribué à l'état des lieux transfrontalier de la qualité de la nappe du Rhin Supérieur en cherchant si possible à relier trois éléments : les apports de contaminants en surface (pression), leur cheminement et leurs transformations (bio)-géochimiques dans le sous-sol (transfert), et l'état de contamination mesuré dans les eaux souterraines (impact). L'objectif était à la fois de mieux comprendre ces liens, et de regrouper les points d'eau souterraine présentant des fonctionnements similaires, grâce à des méthodes de classification (clustering).

Les principales données utiles à ce travail étant hétérogènes, incomplètes ou non harmonisées entre pays, l'étude s'est concentrée sur le calcul d'indicateurs de transfert robustes et comparables, construits uniquement à partir des résultats d'analyses chimiques mises à disposition par l'ensemble des partenaires du projet transfrontalier ERMES-ii-Rhin. Ce calcul se place dans le cadre statistique général de l'analyse compositionnelle (CoDA, COmpositional Data Analysis, Aitchison, 1986, Filzmoser et al., 2018).

Les indicateurs de transfert particuliers, que l'on appellera dans la suite « indicateurs de processus », sont calculés à partir de « balances ILR » (Isometric Log-Ratio) (Egozcue et Pawlowsky-Glahn, 2005, Egozcue et al., 2024). Ils peuvent être cartographiés pour visualiser les processus étudiés, vérifier leur cohérence spatiale, et sélectionner les plus pertinents. Ils peuvent servir ensuite d'entrées à un clustering pour produire une carte « multiprocessus », c'est-à-dire une typologie des points d'eau qui synthétise plusieurs processus à la fois, tout en restant interprétable.

Comprendre les cartes d'indicateurs de processus en analyse compositionnelle

Quand on mesure la qualité d'une eau souterraine, les concentrations (en mg/L ou µg/L) changent beaucoup selon la dilution (pluie, mélange avec d'autres eaux, influence du Rhin, etc.) et l'ensemble des processus hydrogéochimiques

7.3.

Zusammenfassung der Belastung-Auswirkung-Studie (BRGM)

Die hier dargestellten Ergebnisse dienen der explorativen Analyse relativer Stoffzusammensetzungen und der Identifizierung ausgewählter hydrogeochemischer Muster. Die Interpretation liefert mögliche Prozessräume, ersetzt jedoch nicht die Bewertung der absoluten Belastung und keine Konzentrations-, Grenzwert- oder Zustandskarten. Die fachliche und rechtliche Bewertung erfolgt weiterhin auf Basis absoluter Messwerte und Schwellenwerte (siehe vorausgegangene Kapitel). Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse sind damit eine explorative zusätzliche Analyse, die weder maßgeblich für die Zustandsbewertung noch für die Gesamtbewertung im vorliegenden Bericht ist.

Im Rahmen von ERMES-ii-Rhein hat das BRGM zur grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme der Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben beigetragen, indem, soweit möglich, drei Elemente miteinander verknüpft wurden: die oberflächlichen Stoffeinträge (Belastung), deren Transportwege und (bio-)geochemischen Umwandlungen im Untergrund (Transfer) sowie die im Grundwasser gemessenen Konzentrationen (Auswirkung). Ziel war es, diese Zusammenhänge besser zu verstehen und Messstellen mit ähnlichen Prozessen mittels Klassifikationsverfahren (Clustering) zu gruppieren.

Da die hierfür notwendigen Datensätze heterogen, unvollständig oder nicht länderübergreifend harmonisiert waren, konzentrierte sich die Studie auf die Berechnung robuster und vergleichbarer Transferindikatoren, die ausschließlich auf den von allen Partnern des grenzüberschreitenden ERMES-ii-Projekts bereitgestellten chemischen Analyseergebnissen basieren. Diese statistischen Berechnungen erfolgten im allgemeinen Rahmen der kompositionellen Daten analyse (CoDA, COmpositional Data Analysis; Aitchison, 1986; Filzmoser et al., 2018).

Die speziellen Transferindikatoren, die im Folgenden als „Prozessindikatoren" bezeichnet werden, wurden aus sogenannten ILR-Balancen (Isometric Log-Ratio) abgeleitet (Egozcue & Pawlowsky-Glahn, 2005; Egozcue et al., 2024). Diese lassen sich kartieren, um die untersuchten Prozesse räumlich sichtbar zu machen, ihre räumliche Kohärenz zu prüfen und die aussagekräftigsten Indikatoren auszuwählen. Anschließend können sie als Eingangsvariablen eines Clusterings dienen, um eine „Multiprozess"-Karte zu erstellen, d. h. eine Typologie der Messstellen, die mehrere Prozesse zusammenfasst und dabei doch interpretierbar bleibt.

Verständnis der Prozessindikator-Karten in der kompositionellen Analyse

Bei der Messung der Grundwasserqualität verändern sich Konzentrationen (in mg/L oder µg/L) stark in Abhängig-

en jeu. Interpréter une concentration « toute seule » peut donc être trompeur : on peut croire que la concentration d'un polluant baisse alors que l'eau est simplement plus diluée, ou modifiée par plusieurs processus superposés. Pour mieux comparer les points entre eux, on compare donc plutôt des rapports entre groupes de paramètres, via le calcul d'un indicateur de processus particulier, la balance ILR (Isometric Log-Ratio).

Le principe d'une « balance » ILR : comparer le rapport de deux groupes de substances chimiques

Pour chaque processus à étudier, on définit deux groupes G1 et G2 de substances chimiques potentiellement présentes dans l'eau et toutes reliées par un même processus hydrogéochimique (transport, interaction eau-roche, biodégradation, métabolisation, salinisation etc.). On calcule ensuite une balance ILR qui mesure l'équilibre entre les deux groupes. Concrètement, on calcule :

$$ILR = \sqrt{\frac{rs}{r+s}}\, ln\left(\frac{g(G1)}{g(G2)}\right)$$

- *g (G1)* et *g (G2)* = moyennes géométriques des concentrations des paramètres du groupe (une façon robuste de « moyenner » des concentrations qui varient beaucoup).
- ***r*** et ***s*** = nombre de paramètres dans *G1* et *G2*.
- *ln* = logarithme naturel (il rend la comparaison symétrique : « 2 fois plus » et « 2 fois moins » ont le même poids).

Comment lire une valeur de balance ILR sur la carte

- ILR > 0 : G1 domine > le processus correspondant à G1 est relativement fort par rapport à G2.
- ILR ≈ 0 : équilibre G1 / G2 > pas de dominance claire.
- ILR < 0 : G2 domine > la référence (ou l'autre influence) est relativement plus forte.

En quoi est-ce utile pour des cartes et des typologies

Ces indicateurs de processus, les balances ILR, sont directement cartographiables : elles permettent de visualiser des zones où un processus (contamination agricole, minière, industrielle, transformation chimique…) est plus marqué sans confondre avec la dilution. Ensuite, on peut utiliser ces indicateurs dans un clustering pour obtenir une typologie « multiprocessus » : chaque point est décrit par plusieurs balances ILR, donc par plusieurs « signaux » interprétables.

Trois cartes de processus et une carte de typologie multiprocessus sont présentées dans la suite. Les deux premières cartes de processus individuels montrent surtout le résultat de sources et mélanges de contaminants ; la troisième explique une transformation qui peut renforcer, masquer ou modifier certaines compositions chimiques. La carte multiprocessus synthétise en une carte unique les trois premières.

keit von Verdünnung (Niederschlag, Mischung mit anderen Wässern, Einfluss des Rheins usw.) und der Gesamtheit der ablaufenden hydrogeochemischen Prozesse. Daher kann die isolierte Interpretation einer Konzentration irreführend sein: Es liegt die Annahme nahe, dass Stoffkonzentrationen geringer werden, obwohl das Wasser lediglich stärker verdünnt ist oder durch mehrere überlagerte Prozesse verändert wurde. Um Messstellen besser miteinander vergleichen zu können, werden daher vorzugsweise Verhältnisse zwischen Gruppen von Parametern betrachtet, wie hier mittels eines spezifischen Prozessindikators, der ILR-Balance (Isometric Log-Ratio).

Prinzip einer ILR-„Balance": Vergleich des Verhältnisses zweier Gruppen chemischer Substanzen

Für jeden zu untersuchenden Prozess werden zwei Gruppen G1 und G2 von chemischen Substanzen definiert, die potenziell im Wasser vorkommen und durch denselben hydrogeochemischen Prozess miteinander verknüpft sind (Transport, Wasser–Gestein-Wechselwirkung, biologischer Abbau, Metabolisierung, Versalzung usw.). Anschließend wird eine ILR-Balance berechnet, die das Gleichgewicht zwischen beiden Gruppen ermittelt. Konkret gilt:

$$ILR = \sqrt{\frac{rs}{r+s}}\, ln\left(\frac{g(G1)}{g(G2)}\right)$$

- *g (G1)* und *g (G2)* = geometrische Mittelwerte der Konzentrationen der Parameter der jeweiligen Gruppe (geeignet zur Mittelwertbildung bei über mehrere Größenordnungen variierenden Konzentrationen und robuster gegenüber hohen Einzelwerten bei stark streuenden Daten).
- *r* und *s* = Anzahl der Parameter in *G1* bzw. *G2*.
- *ln* = natürlicher Logarithmus (führt zu einer symmetrischen Bewertung proportionaler Abweichungen und gewichtet diese gleich stark (z.B. Verdopplung bzw. Halbierung)).

Deutung der ILR-Werte auf den Karten

- ILR>0: G1 dominiert > der zu G1 gehörende Prozess ist im Verhältnis zu G2 relativ stark ausgeprägt
- ILR\approx 0: Gleichgewicht G1/G2 > keine klare Dominanz
- ILR<0: G2 dominiert > die Referenz (oder der alternative Einfluss) ist relativ stärker

Nutzen der ILR-Werte für Karten und Typologien

Die Prozessindikatoren (ILR-Balancen) sind direkt kartierbar. Sie zeigen Bereiche, in denen ein Prozess (landwirtschaftliche, bergbauliche oder industrielle Kontamination, chemische Transformation usw.) stärker ausgeprägt ist, ohne ihn mit einer Verdünnung zu verwechseln. Anschließend können diese Indikatoren in einem Clustering verwendet werden, um eine Multiprozess-Typologie zu erstellen: Jede Messstelle wird durch mehrere ILR-Balancen beschrieben, also durch mehrere interpretierbare „Signale".

Avertissement

Le Bade-Wurtemberg et la Hesse, ont renoncé à présenter des résultats de l'évaluation des indicateurs (**cartes 7.3, 7.4 et 7.6)**. Pour ces régions allemandes, les informations pertinentes sont couvertes par les cartes basées sur les concentrations. Pour les nitrates et les chlorures, ce sont les dépassements des valeurs seuils européennes existantes qui font foi. Des analyses supplémentaires ponctuelles, fondées sur le rapport des valeurs par point de mesure pour ces régions, sans examen technique approfondi du contexte ni représentation spatiale, n'apportent aucune valeur ajoutée d'un point de vue technique ou en matière de mesures pour le Bade-Wurtemberg et la Hesse.

[Carte 7.3] Cet indicateur oppose le pôle chlorures Cl^- (G1) au pôle hydrogénocarbonates HCO_3^- (G2), qui représente le faciès « bicarbonaté » typique des eaux de la nappe et/ou des zones d'échanges avec le Rhin.

Balance ILR positive : Cl^- domine relativement à HCO_3^-, cela correspond notamment aux secteurs marqués par la salinisation chlorurée liée aux langues salées issues du lessivage des terrils potassiques : le faciès chloruré remplace alors le faciès bicarbonaté qui prédomine dans l'aquifère en dehors des langues salées (Larpin et al., 2003). En dehors des zones d'exploitation minière de sels potassiques dans le sud de l'Alsace, les valeurs élevées de chlorures, qui apparaissent de manière plutôt ponctuelle, proviennent d'autres sources, telles que l'utilisation de sel de déneigement dans les centres urbains ou le long des principaux axes routiers.

Balance ILR négative : HCO_3^- domine relativement à Cl^-, on est alors plus proche du faciès bicarbonaté (mélange avec des eaux moins chlorurées, zones de dilution, ou secteurs sous influence de l'hydrodynamique du Rhin (Lopez et al., 2021)).

Point de vigilance en Alsace : HCO_3^- n'est pas un pur traceur de l'eau du Rhin (il décrit aussi le fond hydrogéochimique carbonaté), donc cette carte se lit surtout comme un gradient de salinisation chlorurée à replacer dans le contexte hydrogéologique local et, si possible, avec les cartes de chlorures.

[Carte 7.4] Cet indicateur oppose les nitrates NO_3^- (G1) à Cl^- (G2), avec une idée simple : NO_3^- reflète surtout la pression agricole diffuse (engrais minéraux et organiques) alors que Cl^- reflète un fond chloruré très variable et souvent anthropisé, en Alsace notamment par l'héritage minier potassique (Kloppmann et al., 2005).

Balance ILR positive : NO_3^- est élevé relativement à Cl^-, ce qui correspond généralement à une signature agricole dans une nappe oxygénée, peu masquée par la charge chlorurée (nitrates dominants dans la balance ILR).

Balance ILR négative : Cl^- est élevé relativement à NO_3^-, ce qui peut correspondre, en Alsace, à des zones où la salinisation chlorurée (terrils) domine le signal, ou plus largement à des eaux plus chlorurées où les nitrates sont faibles (dilution, ou dénitrification).

Im Folgenden werden drei Prozesskarten und eine Multiprozess-Typologiekarte vorgestellt. Die ersten beiden Prozesskarten spiegeln vor allem die Herkunft und Mischungen von Stoffen wider; die dritte beschreibt eine Transformation, die bestimmte chemische Zusammensetzungen verändern kann. Die Multiprozess-Karte fasst die ersten drei Karten in einer Darstellung zusammen.

Hinweis

Für Baden-Württemberg und Hessen wird auf eine Darstellung der Indikatoren-Auswertung (**Karte 7.3, 7.4** und **7.6**) verzichtet. Die relevanten Aussagen sind in diesen Fällen durch die konzentrationsbasierten Karten abgedeckt. Für Nitrat und Chlorid sind die Überschreitungen der vorhandenen EU-Schwellenwerte maßgeblich. Zusätzliche punktuelle, messstellenbezogene Verhältnisbetrachtungen für diese Regionen ohne vertiefte fachliche Kontextbetrachtungen und Flächendarstellungen liefern für Baden-Württemberg und Hessen keinen fachlichen oder maßnahmenrelevanten Mehrwert.

[Karte 7.3] Dieser Indikator stellt den Chlorid-Pol Cl^- (G1) dem Hydrogencarbonat-Pol HCO_3^- (G2) gegenüber, der den für das Grundwasser typischen „bicarbonatischen" Wassertyp und/oder Austauschbereiche mit dem Rhein repräsentiert.

Positive ILR-Balance: Cl^- dominiert in Bezug auf HCO_3^-. Dies entspricht üblicherweise Sektoren, die durch chloridische Versalzung im Zusammenhang mit den Salzfahnen geprägt sind, die durch Auslaugung der Kalirückstandshalden entstehen, wobei Chlorid das Bicarbonat ersetzt, das außerhalb der Salzfahnen im Grundwasserleiter vorherrscht (Larpin et al., 2003). Außerhalb der Kalisalz-Bergbaugebiete im Südelsass stammen die eher vereinzelt auftretenden erhöhten Chlorid-Werte aus anderen Quellen wie dem Einsatz von Streusalz in urbanen Zentren oder entlang von wichtigen Straßennetzen.

Negative ILR-Balance: HCO_3^- dominiert im Vergleich zu Cl^-. Dies entspricht eher dem bicarbonatischen Wassertyp (Mischung mit weniger chloridhaltigen Wässern, Verdünnungsbereiche oder Bereiche unter dem Einfluss des Rheinwassers; Lopez et al., 2021).

Hinweis für die Interpretation im Elsass: HCO_3^- ist kein reiner Indikator für einen Beitrag des Rheins (es beschreibt auch den carbonatischen hydrochemischen Hintergrund). Diese Karte ist daher vor allem als Gradient der chloridischen Versalzung zu lesen, der im lokalen hydrogeologischen Kontext zu interpretieren ist und, wenn möglich, zusammen mit Chlorid-Karten.

[Karte 7.4] Dieser Indikator stellt Nitrat (NO_3^-) (G1) Chlorid (Cl^-) (G2) gegenüber – mit der Grundidee: NO_3^- spiegelt vor allem die diffuse landwirtschaftliche Belastung (mineralische und organische Düngung) wider, während Cl^- einen sehr variablen und häufig anthropogen überprägten Chlorid-Hintergrund repräsentiert, insbesondere im Elsass durch den historischen Kalisalzabbau (Kloppmann et al., 2005).

Avertissement

Point de vigilance important pour la lecture transfrontalière : dès que l'influence des terrils de potasse s'atténue (notamment vers le nord côté Allemagne), Cl^- peut être dominé par d'autres sources (minéralisation/mélange, sels de voirie, rejets urbains), et la balance ILR devient alors surtout un indicateur « nitrates normalisés par un traceur de chlorures / minéralisation », pas un indicateur « mines ». La lecture la plus robuste consiste à interpréter cette carte systématiquement en vis-à-vis de la carte « Salinisation / Influence Rhin » : quand la salinisation est forte ([Cl-] / [HCO3-] élevé), une balance ILR [NO3-] / [Cl-] faible reflète bien un contraste « chlorures miniers versus nitrates » ; quand la salinisation est faible, [NO_3^-] / [Cl^-] reflète plutôt « nitrates versus chlorures d'origines variées ».

[Carte 7.5] Cet indicateur oppose conditions réductrices (NH_4^+, Fe, Mn) (G1) aux conditions oxydantes NO_3^- (G2) dans l'aquifère. Le concept hydrogéochimique est le suivant : quand les conditions deviennent réductrices dans l'aquifère (consommation d'oxygène, présence de matière organique, parfois interactions avec des niveaux fins/argileux), les nitrates NO_3^- peuvent être réduits (dénitrification) et, en parallèle, le fer Fe et le manganèse Mn peuvent se mettre en solution sous conditions réductrices, tandis que l'ammonium NH_4^+ peut apparaître ou augmenter (Blum et al., 2001 ; Lopez et al., 2021).

Balance ILR positive : le groupe (NH_4^+, Fe, Mn) domine relativement à NO_3^-, ce qui correspond à des eaux plus réductrices et donc à une dénitrification possible (ou, plus prudemment, à un contexte favorable à l'atténuation des nitrates).

Balance ILR négative : NO_3^- domine relativement à (NH_4^+, Fe, Mn), ce qui correspond à des eaux oxydantes où la dénitrification est improbable et où les nitrates se conservent mieux.

Point de vigilance : Fe, Mn et NH_4^+ peuvent aussi refléter des contextes géologiques locaux (niveaux argileux/tourbeux) indépendamment des nitrates ; inversement, un NO_3^- faible peut venir d'une faible pression amont (pas forcément d'une dénitrification). En Alsace, cette carte est particulièrement utile pour expliquer pourquoi NO_3^- peut être faible dans certains secteurs malgré une pression agricole, et pour éviter de surinterpréter la carte balance ILR [NO_3^-] / [Cl^-].

[Carte 7.6] Pour construire cette carte, chaque point d'eau est décrit par une signature multiprocessus construite à partir de nos trois cartes de balances ILR : pour chaque point, on combine les valeurs des cinq classes des trois processus décrits ci-dessus. On obtient ainsi, pour chaque point, une combinaison simple de classes qui résume son fonctionnement.

Dans la pratique, certaines combinaisons apparaissent très souvent, ce sont les fonctionnements typiques de la nappe,

Hinweis

Wichtiger Hinweis für die grenzüberschreitende Interpretation: Sobald der Einfluss der Kalihalden abnimmt (insbesondere nach Norden auf deutscher Seite), kann Cl- von anderen Quellen dominiert werden (Mineralisation/Mischung, Streusalz, urbane Einträge). Dann wird die ILR-Balance primär zu einem Indikator „Nitrat normalisiert durch einen Chlorid-/Mineralisations-Tracer" und nicht mehr zu einem „Bergbau"-Indikator. Die robusteste Interpretation erfolgt daher stets im Abgleich mit der Karte „Versalzung / Rheineinfluss": Bei starker Versalzung (hohe [Cl-] / [HCO3-]) spiegelt eine niedrige ILR-Balance [NO3-] / [Cl-] tatsächlich den Kontrast „Bergbau-Chlorid vs. Nitrat" wider; bei schwacher Versalzung beschreibt [NO3-] / [Cl-] eher „Nitrat vs. Chlorid unterschiedlicher Herkunft".

[Karte 7.5] Dieser Indikator stellt reduzierende Bedingungen (NH_4^+, Fe, Mn) (G1) oxidierenden Bedingungen NO_3^- (G2) im Grundwasserleiter gegenüber. Die hydrogeochemische Idee ist, dass Nitrat (NO_3^-) reduziert werden kann (Denitrifikation), wenn die Bedingungen im Aquifer reduzierend sind (Sauerstoffverbrauch, organische Substanz, teils Wechselwirkungen mit feinkörnigen/tonigen Lagen). Gleichzeitig können Eisen (Fe) und Mangan (Mn) in Lösung gehen (Mobilisierung unter reduzierenden Bedingungen), und Ammonium (NH_4^+) kann auftreten (Blum et al., 2001; Lopez et al., 2021).

Positive ILR-Balance: Die Gruppe (NH_4^+, Fe, Mn) dominiert relativ zu NO_3^-. Dies entspricht reduzierenden Bedingungen im Grundwasser und damit einer möglichen Denitrifikation (oder vorsichtiger ausgedrückt: einem Kontext, der Nitratabbau begünstigt).

Negative ILR-Balance: NO_3^- dominiert relativ zur Gruppe (NH_4^+, Fe, Mn). Dies entspricht oxidierenden Bedingungen im Grundwasser, in denen Denitrifikation unwahrscheinlich ist und Nitrat erhalten bleibt.

Hinweis: Fe, Mn und NH_4^+ können auch geologisch bedingte lokale Milieus (tonige/torfige Lagen) widerspiegeln – unabhängig von Nitrat. Umgekehrt kann ein niedriger NO_3^- Gehalt auf einen geringen Eintrag im Einzugsgebiet zurückgehen (nicht zwingend auf Denitrifikation). Im Elsass ist diese Karte besonders hilfreich, um zu erklären, warum NO_3^- in bestimmten Bereichen trotz landwirtschaftlicher Belastung gering sein kann, und um die Karte ILR-Balance [NO_3^-] / [Cl^-] nicht zu überinterpretieren.

tandis que d'autres n'existent que sur très peu de points : ce sont des cas rares, parfois liés à des situations locales ou à des incertitudes de mesure ou de représentativité de l'échantillon prélevé. Pour éviter de produire une typologie illisible avec trop de catégories minuscules, on applique un regroupement des signatures rares par proximité : les signatures observées très rarement sont rattachées à la signature fréquente la plus proche, c'est-à-dire celle qui diffère le moins sur l'ensemble des processus.

Le résultat est une typologie fidèle aux cartes ILR des processus individuels, mais elle devient plus lisible et cartographiable, avec un nombre limité de classes robustes, représentant les grands modes de fonctionnement, et des cas particuliers absorbés par la classe la plus proche.

Associé aux cartes des niveaux de concentrations, ce type de carte multiprocessus constitue un outil de connaissance et d'aide à la gestion : par exemple, il devient possible dans le même outil de cartographie d'identifier des points d'eau contaminés, et de savoir quels sont les processus qui affectent la qualité de l'eau (sources, mélanges, atténuation, etc.) en ces points.

Perspectives

D'autres indicateurs de processus intéressants peuvent être calculés : pesticides anciens ou interdits / pesticides récents ; polluants industriels anciens (COHV et PFAS historiques) / polluants industriels récents (PFAS récents) ; apports urbains (pharmaceutiques + édulcorants et adjuvants alimentaires) / ions majeurs.

Les cartes correspondantes ne sont pas présentées ici car une grande partie des points (entre 1/3 et 2/3 des points) ne dispose pas à l'heure actuelle des résultats d'analyses nécessaires pour les calculer. Ces indicateurs pourraient permettre par exemple de discriminer les zones de pollutions historiques versus actuelles (et donc de savoir où faire porter les efforts de réduction des contaminations), ou d'évaluer certaines hypothèses de relation nappe-rivière, etc.

Ces indicateurs pourront être testés sur des zones plus restreintes de la nappe, chaque fois qu'un jeu de données homogène sera disponible.

[Karte 7.6] Zur Erstellung dieser Karte wird jede Messstelle durch eine Multiprozess-Signatur beschrieben, die aus den drei ILR-Prozesskarten abgeleitet wird: Für jede Messstelle werden die Werte der fünf Klassen für die drei oben beschriebenen Prozesse kombiniert. Das ergibt je Messstelle eine einfache Klassenkombination, die die Funktionsweise zusammenfasst.

In der Praxis treten manche Kombinationen sehr häufig auf. Diese repräsentieren typische Funktionsweisen des Aquifers, während andere nur bei sehr wenigen Messstellen vorkommen. Diese seltenen Fälle sind teils bedingt durch lokale Situationen oder durch Unsicherheiten der Messung bzw. der Repräsentativität der Probe. Um eine unleserliche Typologie mit zu vielen sehr kleinen Kategorien zu vermeiden, werden seltene Signaturen nach dem Prinzip der Ähnlichkeit zusammengeführt: Sehr selten beobachtete Signaturen werden der nächstliegenden häufigen Signatur zugeordnet, d. h. jener, die sich über alle Prozesse hinweg am wenigsten unterscheidet.

Das Ergebnis ist eine Typologie, die den ILR-Karten der Einzelprozesse treu bleibt, zugleich aber besser lesbar und kartierbar ist, sowie mit einer begrenzten Zahl robuster Klassen, die die wichtigsten Funktionsweisen repräsentieren, und mit Sonderfällen, die in die jeweils ähnlichste Klasse integriert werden.

In Verbindung mit Karten der Konzentrationen stellt eine solche Multiprozess-Karte ein Verständnis- und Entscheidungsinstrument dar: So wird es beispielsweise möglich, mit demselben Kartierwerkzeug belastete Messstellen zu identifizieren und zugleich zu erkennen, welche Prozesse die Wasserqualität dort beeinflussen (Eintragsquellen, Mischung, Abbauprozesse usw.).

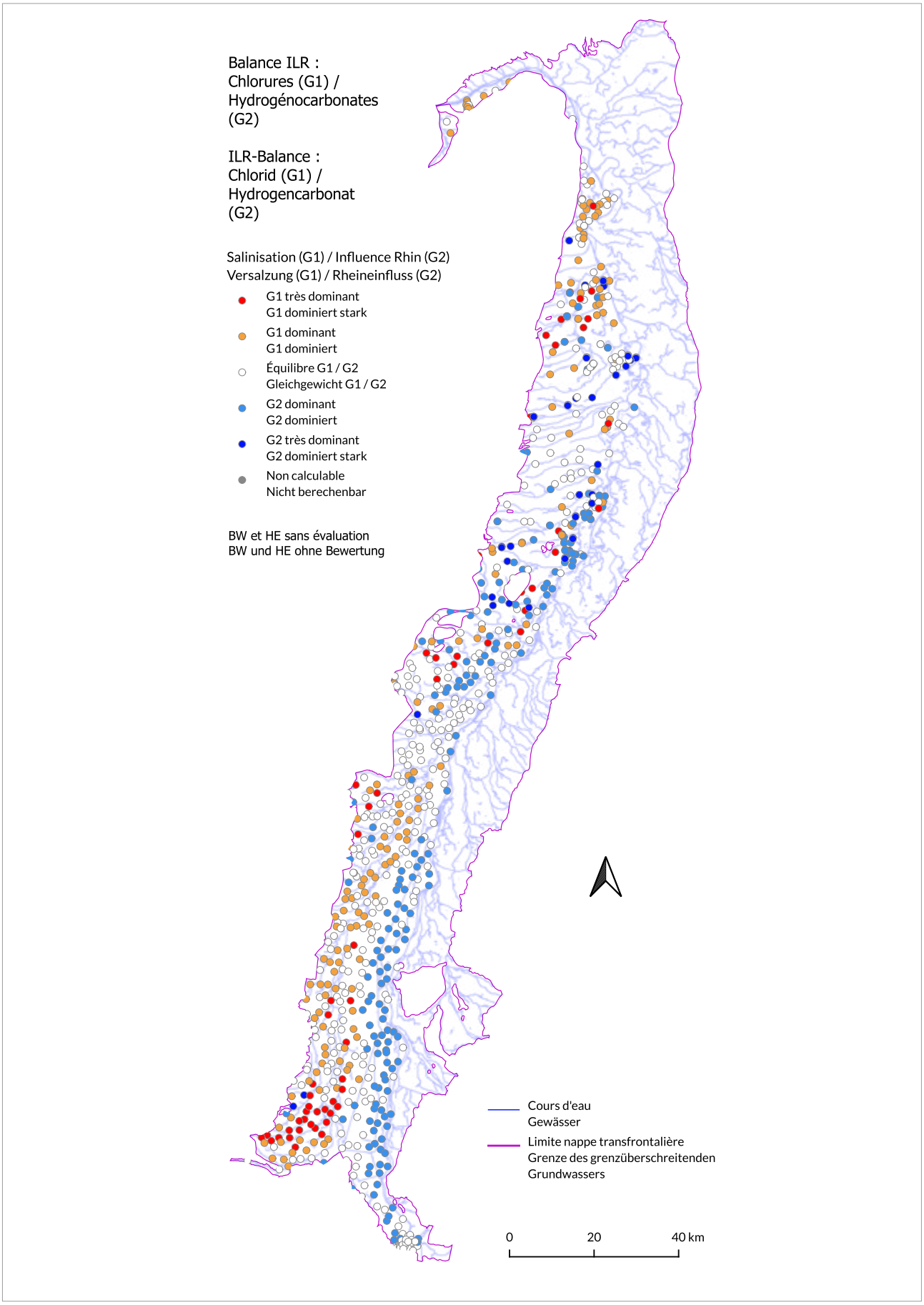
Perspektiven

Weitere Prozessindikatoren können berechnet werden:

- „verbotene Pestizide / aktuelle Pestizide“;
- „alte industrielle Schadstoffe (COHV und historische PFAS)/neuere industrielle Schadstoffe (aktuelle PFAS)“;
- „urbane Einträge (Pharmaka + Süßstoffe und Lebensmittelzusatzstoffe) / Hauptionen“.

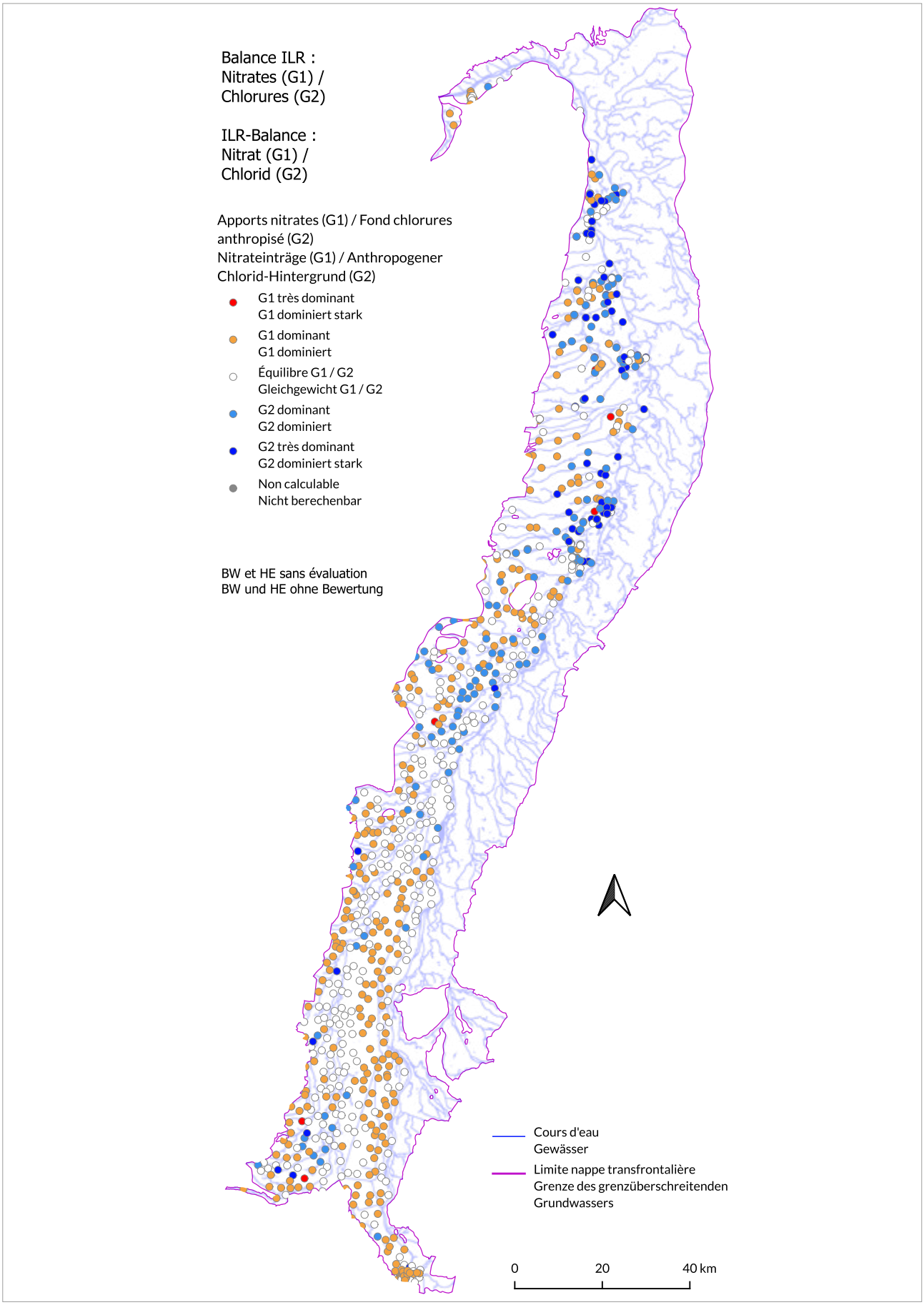
Die entsprechenden Karten wurden erstellt, werden hier jedoch nicht gezeigt, da ein großer Teil der Messstellen (zwischen etwa einem Drittel und zwei Dritteln) derzeit nicht über die notwendigen Analyseergebnisse verfügt, um die Prozesse darzustellen. Solche Indikatoren könnten beispielsweise helfen, Bereiche historischer gegenüber aktuellen Belastungen zu unterscheiden und damit Handlungsprioritäten für die Reduktion von Kontaminationen zu setzen bzw. zur Minimierung von Eintragsquellen beizutragen oder bestimmte Hypothesen zur Interaktion Grundwasser–Oberflächengewässer zu testen.

Diese Indikatoren können in räumlich begrenzteren Teilgebieten des Aquifers getestet werden, sobald jeweils ein homogener Datensatz verfügbar ist.



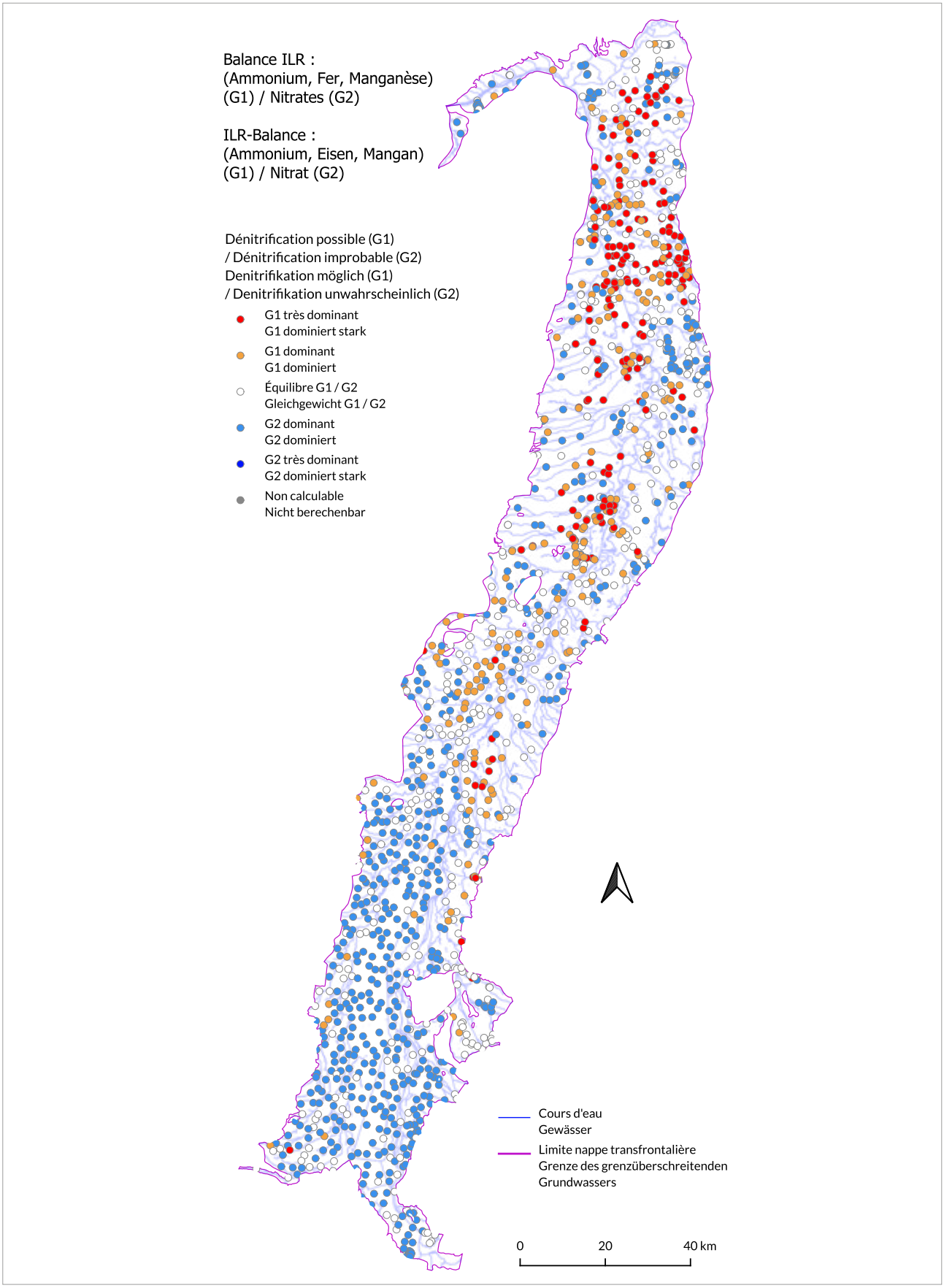
Carte 7.3 : Processus « Salinisation / Influence Rhin » : Balance ILR [Cl-] / [HCO_3^-]

Karte 7.3: Prozess „Versalzung / Rheineinfluss“: ILR-Balance [Cl-] / [HCO_3^-]



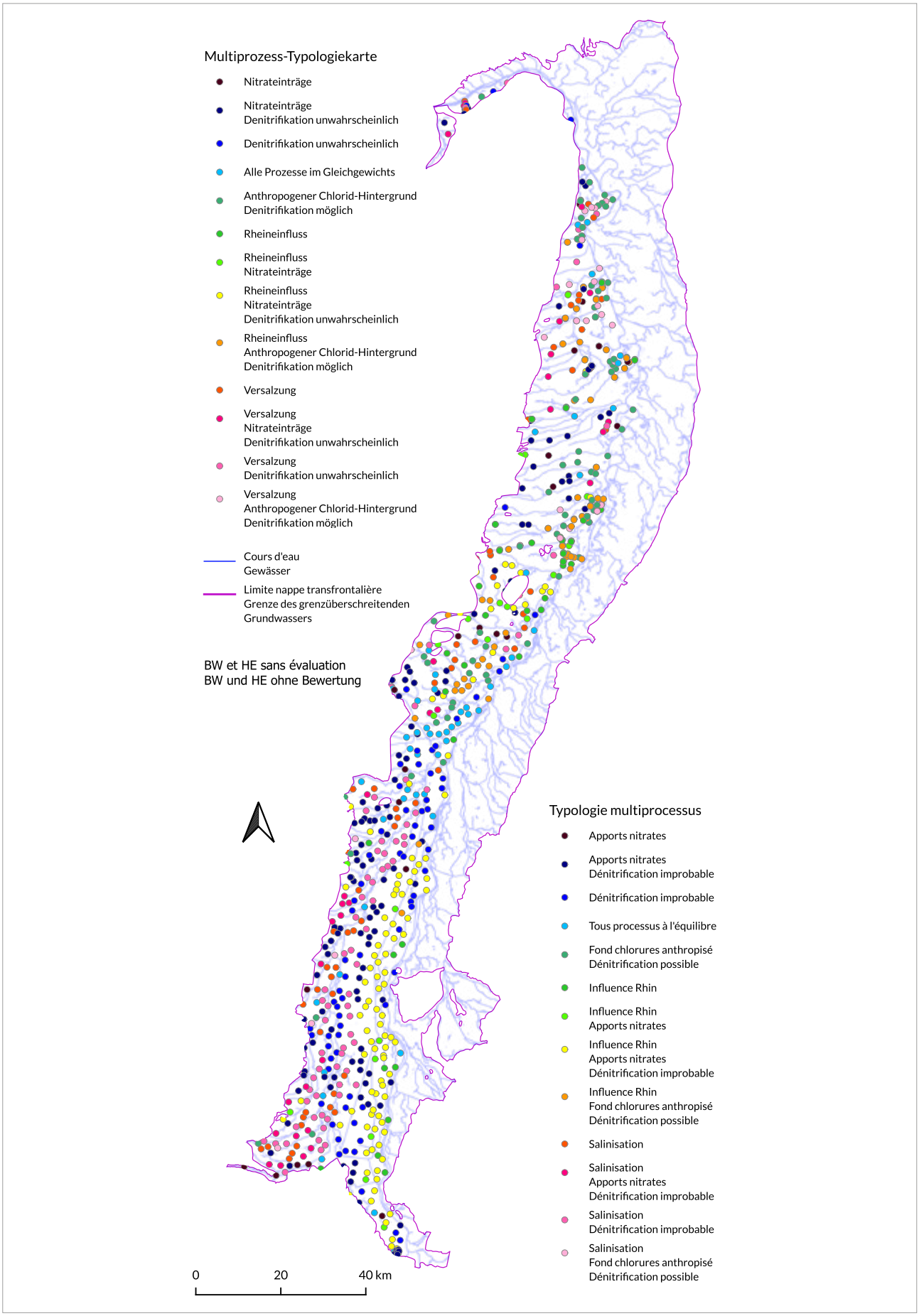
Carte 7.4 : Processus « Apports nitrates/Fond chlorures anthropisé » : balance ILR [NO_3^-] / [Cl-]

Karte 7.4: Prozess „Nitrateinträge/ Anthropogener Chlorid-Hintergrund“: ILR-Balance [NO_3^-] / [Cl-]



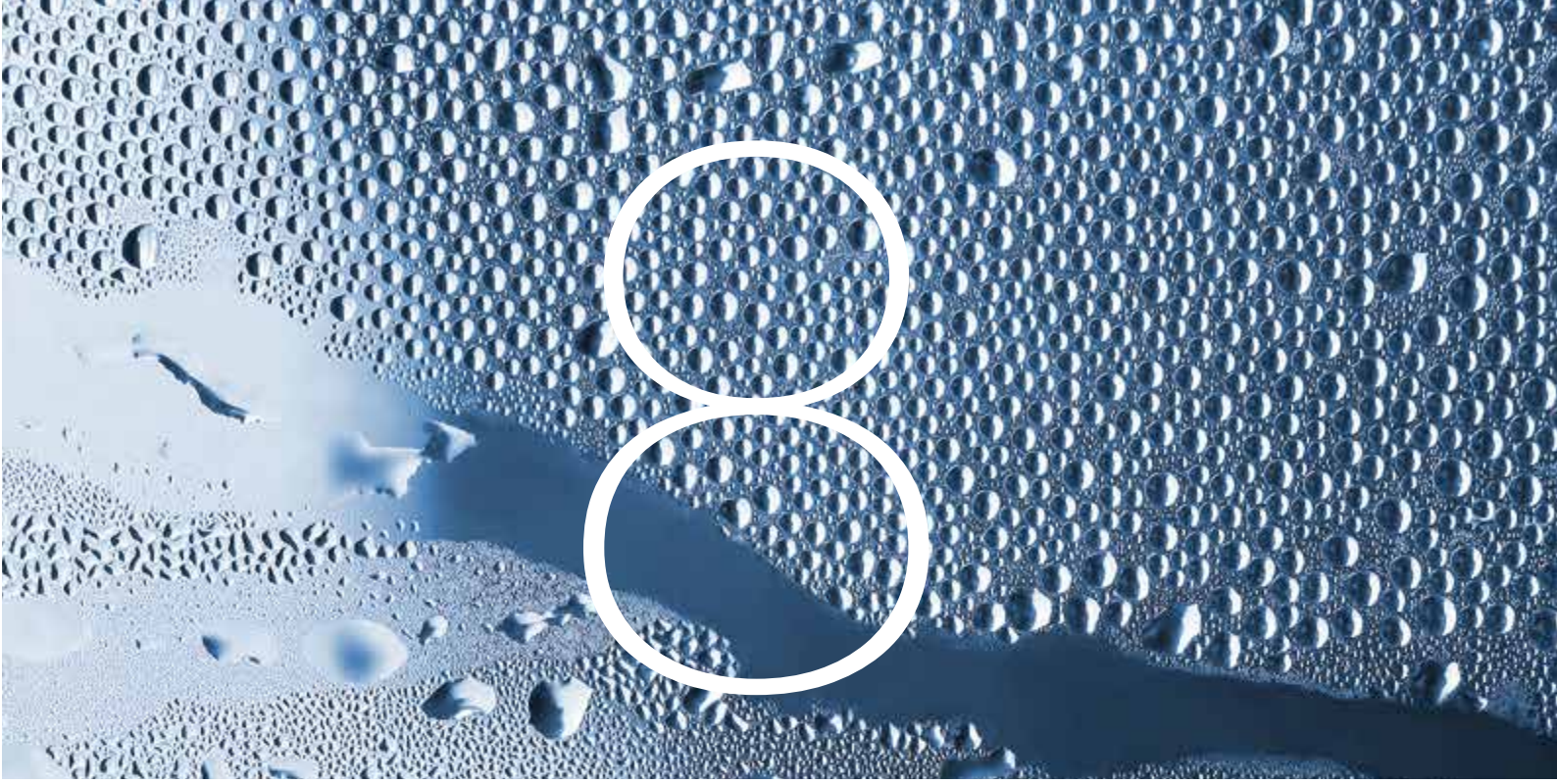
Carte 7.5 : Processus « Dénitrification possible/Dénitrification improbable » : balance ILR ([NH_4^+], [Fe], [Mn]) / [NO_3^-])

Karte 7.5: Prozess „Denitrifikation möglich/Denitrifikation unwahrscheinlich“: ILR-Balance ([NH_4^+], [Fe], [Mn]) / [NO_3^-]



Carte 7.6 : Typologie multiprocessus

Karte 7.6: Multiprozess-Typologie



Actions pour réduire la présence de micropolluants dans la nappe du Rhin supérieur

8.1. Ensemble des micropolluants p. 468
8.1.1. Stratégies politiques européennes et nationales p. 468
8.1.2. Mesures spécifiques à l'échelle régionale p. 471
8.1.3. Proposition de mesures complémentaires p. 473

8.2. Pesticides et métabolites p. 476
8.2.1. Stratégies politiques européennes et nationales p. 476
8.2.2. Mesures spécifiques à l'échelle régionale p. 477
8.2.3. Proposition de mesures complémentaires p. 480

8.3. PFAS p. 482
8.3.1. Stratégies politiques européennes et nationales p. 482
8.3.2. Mesures spécifiques à l'échelle régionale p. 484
8.3.3. Proposition de mesures complémentaires p. 485

8.4. Substances des eaux usées p. 486
8.4.1. Stratégies politiques européennes et nationales p. 486
8.4.2. Mesures spécifiques à l'échelle régionale p. 488
8.4.3. Proposition de mesures complémentaires p. 490

Maßnahmen zur Verringerung des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens

8.1. Spurenstoffe: Gesamtüberblick S. 468
8.1.1. Europäische und nationale Strategien S. 468
8.1.2. Spezifische Maßnahmen auf lokaler/regionaler Ebene S. 471
8.1.3. Vorschlag für ergänzende Maßnahmen S. 473

8.2. Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren Metaboliten S. 476
8.2.1. Europäische und nationale Strategien S. 476
8.2.2. Spezifische Maßnahmen auf lokaler/regionaler Ebene S. 477
8.2.3.Vorschlag für ergänzende Maßnahmen S. 480

8.3. PFAS S. 482
8.3.1. Europäische und nationale Strategien S. 482
8.3.2. Spezifische Maßnahmen auf lokaler/regionaler Ebene S. 484
8.3.3. Vorschlag für ergänzende Maßnahmen S. 485

8.4. Spurenstoffe im Abwasser S. 486
8.4.1. Europäische und nationale Strategien S. 486
8.4.2. Spezifische Maßnahmen auf lokaler/regionaler Ebene S. 488
8.4.3. Vorschlag für ergänzende Maßnahmen S. 490

8 Actions pour réduire la présence de micropolluants dans la nappe du Rhin supérieur

Introduction

Le projet ERMES-ii-Rhin a pour objectif général d'acquérir des connaissances sur les micropolluants présents au sein de la nappe du Rhin supérieur, et de suivre leur évolution. Cela s'inscrit dans l'objectif commun de disposer d'une eau de qualité suffisante pour être potable sans traitement complexe.

Les analyses ciblées ont permis de mettre en avant la présence d'un grand nombre de substances anthropiques dans la nappe (**cf. Chapitres 5 et 7**). Les analyses non ciblées (**cf. Chapitres 6 et 7**) confirment ces résultats, et pointent, en réalité, la présence d'une multitude d'autres substances, pour beaucoup non identifiées, et aux effets individuels ou synergiques inconnus.

La réduction de la présence des micropolluants constitue un véritable défi, essentiel à relever, pour maintenir la qualité des eaux de la nappe du Rhin supérieur. En effet, les micropolluants peuvent avoir des effets négatifs sur les milieux aquatiques et sur la santé humaine, ce qui impacte directement la production d'eau potable.

Parmi ces contaminants, certains sont particulièrement préoccupants du fait de leur ubiquité constatée dans ERMES-ii-Rhin et/ou du fait des niveaux de concentration mesurés par rapport aux valeurs seuils transfrontalières prises en référence pour interpréter les résultats :

- **les pesticides et leurs métabolites.** Il s'agit de la famille de polluants qui dégrade le plus la qualité de la nappe par rapport à l'usage eau potable ;
- **les PFAS, dont le TFA.** Il s'agit de la famille de contaminants la plus quantifiée ;
- **les substances issues des eaux usées traitées (substances pharmaceutiques, adjuvants alimentaires, etc.).** L'étude sur les sites pilotes a permis de démontrer qu'une fois rejetées dans les eaux de surface, les substances des eaux usées peuvent contaminer les eaux souterraines en cas d'échanges nappe/rivière. Ce phénomène se produit notamment en aval des stations d'épuration, qui ne disposent généralement pas encore de systèmes spécialisés pour le traitement des micropolluants, car leur équipement dépend des moyens financiers et techniques disponibles et qu'il n'existe pas encore de réglementation applicable à l'ensemble du territoire concernant, par exemple, un quatrième niveau de traitement.

8 Maßnahmen zur Verringerung des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens

Einleitung

Das Projekt ERMES-ii-Rhein verfolgt das Ziel, Erkenntnisse über die im Grundwasser des Oberrheins vorhandenen Spurenstoffe und deren Entwicklung zu gewinnen. Dies steht im Einklang mit dem gemeinsamen Ziel, über Wasser in ausreichend guter Qualität zu verfügen, das ohne aufwändige Aufbereitung als Trinkwasser genutzt werden kann.

Bei den gezielten Analysen wurde das Vorhandensein einer Vielzahl anthropogener Substanzen nachgewiesen **(s. Kapitel 5 und 7)**. Die Non-Target-Analysen (**s. Kapitel 6 und 7**) bestätigen diese Ergebnisse und weisen zudem auf das Vorhandensein einer Vielzahl weiterer Substanzen hin. Viele davon lassen sich noch nicht identifizieren, daher sind deren individuelle sowie synergistische Wirkungen unbekannt.

Im Hinblick auf die Bewahrung der Qualität des Grundwassers am Oberrhein stellt es eine Herausforderung dar, das Vorkommen von Spurenstoffen zu verringern. Denn diese können negative Auswirkungen auf die aquatische Umwelt und die menschliche Gesundheit haben und sind somit für die Trinkwassergewinnung von unmittelbarer Relevanz.

Einige dieser Spurenstoffe geben aufgrund ihrer in ERMES-ii-Rhein festgestellten Ubiquität bzw. aufgrund der gemessenen Konzentrationen im Vergleich zu den grenzüberschreitenden Schwellenwerten, die zur Interpretation der Ergebnisse herangezogen werden, Anlass zu besonderer Besorgnis:

- **Pflanzenschutzmittel und ihre Metaboliten.** Diese Stoffgruppe beeinträchtigt die Qualität des Grundwassers für die Trinkwassergewinnung am stärksten.
- **PFAS, darunter TFA.** Diese Stoffgruppe wurde am häufigsten nachgewiesen.
- **Spurenstoffe aus behandeltem Abwasser (pharmazeutische Substanzen, Lebensmittelzusatzstoffe usw.)** Die Untersuchungen in den Pilotgebieten zeigen, dass in Oberflächengewässer eingeleitete abwasserbürtige Stoffe das Grundwasser durch die zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser stattfindenden Interaktionen verunreinigen können. Dies tritt insbesondere stromabwärts von Kläranlagen auf, die in der Regel noch nicht über spezialisierte Systeme zur Behandlung von Spurenstoffen verfügen, da die Ausstattung von den verfügbaren finanziellen und technischen Mitteln abhängt und gesetzliche Vorgaben für z.B. eine vierte Behandlungsstufe bislang nicht flächendeckend bestehen.

Le présent chapitre a pour objectif général de valoriser les stratégies déjà mises en œuvre par chaque partenaire en vue de réduire la présence de ces micropolluants dans les eaux souterraines, et ce dans un objectif de mutualisation des connaissances. Le chapitre vise également à proposer des mesures complémentaires au regard des résultats obtenus dans le projet ERMES-ii-Rhin.

Ainsi, les familles de polluants ciblés sont :

- les micropolluants dans leur ensemble ;
- les pesticides et leurs métabolites ;
- les PFAS, dont le TFA ;
- les substances des eaux usées.

Pour chacune de ces familles, le cadre réglementaire européen et national existant est brièvement rappelé. Lorsqu'il existe des spécificités nationales marquées (stratégies ou législations complémentaires, plans nationaux, etc.), celles-ci sont également mentionnées.

En complément, chaque partenaire du projet met en œuvre, à l'échelle régionale (parties des régions/Länder concernées par la présence de la nappe), un ensemble important de mesures volontaristes. Si un grand nombre de ces actions sont communes à plusieurs partenaires, des différences notables existent néanmoins dans les stratégies adoptées et les outils mobilisés. Dans ce chapitre, il a été décidé de ne pas présenter de manière exhaustive l'ensemble des mesures mises en œuvre, mais de se concentrer exclusivement sur celles qui sont propres à un partenaire du projet.

Enfin, les résultats du projet ERMES-ii-Rhin mettent en évidence la nécessité de poursuivre et de renforcer les mesures existantes, mais également de mettre en œuvre de nouvelles dispositions visant à réduire les pressions, y compris celles liées aux polluants émergents. À ce titre, des mesures complémentaires sont proposées. Il ne s'agit pas d'établir une liste exhaustive, mais de mettre en lumière certaines actions susceptibles d'avoir un impact positif sur la qualité des eaux souterraines.

In diesem Kapitel sollen die bereits von den einzelnen Partnern umgesetzten Strategien zur Verringerung des Vorkommens von Spurenstoffen im Grundwasser aufgezeigt werden, um dieses Wissen zu bündeln. Darüber hinaus werden ergänzende Maßnahmen in Reaktion auf die Ergebnisse von ERMES-ii-Rhein vorgeschlagen.

Es stehen die folgenden Stoffgruppen im Fokus:

- Spurenstoffe insgesamt
- Pflanzenschutzmittel und ihre Metaboliten
- PFAS, darunter TFA
- abwasserbürtige Substanzen.

Für jede dieser Stoffgruppen wird kurz auf den bestehenden europäischen und nationalen Rechtsrahmen eingegangen. Ausgeprägte nationale Besonderheiten (ergänzende Strategien oder Rechtsvorschriften, nationale Pläne usw.) werden ebenfalls erwähnt.

Ergänzend dazu setzt jeder Projektpartner auf lokaler/regionaler Ebene (Teilgebiete der vom Grundwasser abhängigen Regionen/Bundesländer) eine Reihe bedeutender freiwilliger Maßnahmen um. Wenngleich viele dieser Maßnahmen von mehreren Partnern durchgeführt werden, gibt es erhebliche Unterschiede in Bezug auf die verfolgten Strategien und verwendeten Instrumente. In diesem Kapitel soll kein erschöpfender Überblick über die umgesetzten Maßnahmen gegeben werden, sondern die für einen bestimmten Projektpartner spezifischen Maßnahmen vorgestellt werden.

Die Ergebnisse des Projekts ERMES-ii-Rhein zeigen, dass die bestehenden Aktionen fortgesetzt und verstärkt werden müssen, aber auch neue Maßnahmen zur Verringerung der Belastung, einschließlich durch neuartige Spurenstoffe, ergriffen werden müssen. Daher werden ergänzende Maßnahmen vorgeschlagen, deren Umsetzung sinnvoll erscheint. Es geht darum, bestimmte geeignete Maßnahmen hervorzuheben, die sich positiv auf die Grundwasserqualität auswirken können.

8.1.

Ensemble des micropolluants

8.1.1.

Stratégies politiques européennes et nationales

Cadre général

Il existe au niveau européen plusieurs textes réglementaires majeurs qui encadrent la surveillance et la réduction de la présence des micropolluants dans les eaux souterraines.

La référence centrale est la Directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE), qui fixe des objectifs de bon état des masses d'eau et de prévention des pollutions. Elle est complétée par ses directives filles (Directive sur les eaux souterraines, Directive établissant des normes de qualité environnementales, etc.). Celles-ci précisent des aspects opérationnels essentiels : la surveillance des substances dangereuses, la définition des substances prioritaires à réduire, et l'élaboration de programmes de mesure pour atteindre les objectifs fixés.

Pour l'eau potable, c'est la Directive 2020/2184 relative à la qualité des EDCH qui constitue le cadre réglementaire de référence.

Concernant la collecte, le traitement et le rejet des eaux usées, le texte de référence est la Directive 2024/3019 relative aux eaux résiduaires urbaines, qui vient remplacer la Directive 91/271/CEE (**cf. Partie 8.4**).

Toutes les directives européennes sont transposées en droit national notamment en France et en Allemagne ; des équivalents suisses existent.

En parallèle, le Règlement (CE) n° 1907/2006 REACH joue un rôle essentiel en amont, en encadrant la mise sur le marché et l'usage des substances chimiques, afin de limiter l'introduction de micropolluants persistants dans l'environnement.

En Suisse, les dispositions légales qui régissent la protection des eaux contre les micropolluants (équivalents aux textes européens) comprennent la législation fédérale, des ordonnances et des programmes nationaux pour l'analyse, la surveillance et la réduction de ces substances. Les principales bases légales sont la loi sur la protection des eaux (LEaux) et l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux).

Spécificités par pays

En complément et/ou en application du cadre général, les États mettent ou ont mis en place des stratégies nationales spécifiques.

France – Plan national micropolluants (2016-2021)

Le Plan micropolluants, mis en place par l'État français, visait à mieux connaître, surveiller et réduire les rejets de micropolluants dans les milieux aquatiques, y compris les eaux

8.1.

Spurenstoffe: Gesamtüberblick

8.1.1.

Europäische und nationale Strategien

Allgemeiner Rechtsrahmen

Mehrere Rechtsvorschriften der EU regeln umfassend die Überwachung und Verringerung der Belastung des Grundwassers mit Spurenstoffen.

Von zentraler Bedeutung ist die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), die Ziele für einen guten Zustand der Gewässer und die Vermeidung von Verschmutzungen festlegt. Sie wird durch Tochterrichtlinien (Grundwasserrichtlinie, Richtlinie zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen usw.) ergänzt, die wesentliche operative Aspekte, wie die Überwachung gefährlicher Stoffe, präzisieren; insbesondere die Festlegung prioritärer Stoffe, deren Verringerung angestrebt wird und die Ausarbeitung von Maßnahmenprogrammen zur Einhaltung der festgelegten Ziele.

Den rechtlichen Bezugsrahmen für Trinkwasser bildet die Richtlinie 2020/2184 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

Für die Sammlung, Behandlung und Einleitung von Abwasser gilt die Richtlinie 2024/3019 über kommunales Abwasser, die die Richtlinie 91/271/EWG ersetzt (**s. Abschnitt 8.4**).

Alle europäischen Richtlinien wurden insbesondere in Frankreich und Deutschland in nationales Recht umgesetzt; in der Schweiz gibt es vergleichbare Rechtstexte.

Vorgelagert spielt die REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 eine wesentliche Rolle, denn sie regelt das Inverkehrbringen und die Verwendung chemischer Stoffe, um die Einleitung persistenter Spurenstoffe in die Umwelt zu begrenzen.

In der Schweiz gibt es rechtliche Vorgaben, die den Schutz der Gewässer vor Spurenstoffen regeln (vergleichbar mit den in der EU geltenden Texten). Diese umfassen Bundesgesetzgebung, Verordnungen und nationale Programme zur Analyse, Überwachung und Reduktion solcher Stoffe. Die wichtigsten rechtlichen Grundlagen sind das Gewässerschutzgesetz (GSchG) und die Gewässerschutzverordnung (GSchV)

Länderspezifische Besonderheiten

Ergänzend bzw. in Anwendung des allgemeinen Rechtsrahmens haben die einzelnen Staaten spezifische nationale Strategien eingeführt oder werden diese einführen.

Frankreich – Nationaler Spurenstoffplan (2016–2021)

Der vom französischen Staat aufgelegte Spurenstoffplan zielte auf eine bessere Kenntnis sowie auf die Überwachung und Reduktion der Einleitungen von Spurenstoffen in Gewässer

souterraines. L'objectif global était d'agir en amont afin d'éviter la contamination des masses d'eau. Il s'articulait autour de plusieurs axes : amélioration des connaissances (substances émergentes, transferts vers les nappes), réduction des émissions à la source, adaptation des pratiques industrielles et agricoles, et renforcement de la surveillance et de la gouvernance.

Il était une déclinaison opérationnelle du PNSE (Plan national santé environnement), une stratégie interministérielle de l'État français, qui est toujours en vigueur, et qui vise à prévenir et réduire les impacts des facteurs environnementaux sur la santé humaine.

Le Plan micropolluants s'est arrêté en 2021, et ses objectifs ont été intégrés dans une approche plus globale de gestion des substances chimiques, dans le cadre des SDAGE (schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux) notamment.

Allemagne – Stratégie fédérale relative aux micropolluants

La stratégie fédérale allemande en matière de micropolluants vise à réduire, voire à éviter, les rejets de substances tels que les médicaments, les cosmétiques, les substances actives de pesticides et les produits chimiques industriels dans les eaux à l'échelle nationale. La stratégie relative aux micropolluants a été élaborée à partir de 2016 dans le cadre d'un dialogue entre les parties prenantes, à savoir le ministère fédéral, l'Agence fédérale de l'environnement et les groupes d'acteurs concernés (UBA, 2024). Elle vise à coordonner l'élaboration et la mise en œuvre de mesures ayant pour objectifs la réduction des rejets de micropolluants. Elle comprend des recommandations portant sur l'ensemble du cycle de vie des substances, c'est-à-dire de leur fabrication et leur utilisation à leur élimination et au traitement des eaux usées, en passant par la gestion des produits et la communication. La stratégie concerne toutes les voies d'apport pertinentes dans les eaux, par exemple les eaux usées municipales et industrielles, le ruissellement diffus des sols ou les précipitations. Elle vise à créer des bases techniques, des mesures volontaires et des recommandations intersectorielles qui, à moyen terme, peuvent déboucher sur des programmes d'action, des campagnes d'information et, le cas échéant, des mesures législatives et réglementaires, ainsi que sur des mesures pertinentes pour l'approvisionnement en eau et la protection des eaux souterraines.

La mise en œuvre pratique s'inscrit dans le long terme. Un élément central est la création du centre fédéral des micropolluants en 2021 au sein de l'Agence fédérale de l'environnement, qui regroupe la coordination technique continue, les évaluations de pertinence et le développement des mesures.

Suisse

Parmi les mesures les plus importantes visant à réduire les micropolluants en Suisse, on peut citer :

— l'élimination des micropolluants organiques grâce à la mise en place d'une 4e étape de traitement depuis 2016 dans

ab. Sein übergeordnetes Ziel bestand darin, im Vorfeld Maßnahmen zur Vermeidung der Gewässerverschmutzung zu ergreifen. Der Plan umfasste mehrere Schwerpunkte: Verbesserung des Wissens (neuartige Schadstoffe, Transfer in das Grundwasser), Verringerung der Emissionen an der Quelle, Anpassung der industriellen und landwirtschaftlichen Praktiken sowie Verstärkung der Überwachung und Steuerung.

Bei dem Plan handelte es sich um die operative Umsetzung des Nationalen Plans für Umwelt und Gesundheit (PNSE). Diese interministerielle Strategie der französischen Regierung ist nach wie vor in Kraft und zielt darauf ab, die Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die menschliche Gesundheit zu verhindern bzw. zu verringern.

Der Spurenstoffplan lief 2021 aus, seine Ziele wurden in eine umfassendere Chemikalienmanagement-Strategie aufgenommen, insbesondere im Rahmen der Bewirtschaftungspläne (SDAGE).

Deutschland – Spurenstoffstrategie

Die Spurenstoffstrategie des Bundes in Deutschland verfolgt das Ziel, die Einträge von Spurenstoffen wie Arzneimitteln, Kosmetika, Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und Industriechemikalien in Gewässer bundesweit zu reduzieren und bestenfalls zu vermeiden. Die Spurenstoffstrategie wurde ab 2016 im Rahmen eines Stakeholder Dialogs zwischen Bundesministerium, Umweltbundesamt und relevanten Akteuren entwickelt und dient der koordinierten Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmen zur Minderung von Spurenstoffeinträgen (UBA, 2024). Dazu gehören Empfehlungen entlang des gesamten Transportpfades der Stoffe, also von der Herstellung und Anwendung, über Produktmanagement und Öffentlichkeitsarbeit, bis hin zu Entsorgungs- und Abwasserbehandlungsansätzen. Die Strategie bezieht sich auf alle relevanten Eintragspfade in Gewässer, beispielsweise über kommunale und industrielle Abwässer, diffuse Abschwemmung aus Böden oder Niederschläge. Die Strategie ist darauf ausgerichtet fachliche Grundlagen, freiwillige Maßnahmen und sektorübergreifende Empfehlungen zu schaffen, die mittelfristig in Maßnahmenprogramme, Informationskampagnen und ggf. gesetzliche und regulatorische Umsetzungen münden können, sowie solche, die auch für die Wasserversorgung und den Grundwasserschutz relevant sind.

Die praktische Umsetzung ist langfristig angelegt. Ein zentrales Element ist das im Jahr 2021 am Umweltbundesamt aufgebaute Spurenstoffzentrum des Bundes, das die fortlaufende fachliche Koordination, Relevanzbewertungen und Weiterentwicklung von Maßnahmen bündelt.

Schweiz

Zu den wichtigsten Maßnahmen zur Reduktion von Spurenstoffen in der Schweiz gehören:

— Die Elimination von organischen Spurenstoffen durch Einführung der 4. Reinigungsstufe seit 2016 in bestimmten

certaines stations de traitement des eaux usées (cette mesure sera déployée dans tous les États membres de l'UE d'ici 2045, suite à la révision de la directive relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (**cf. Partie 8.4**) ;

— la désignation de zones d'alimentation pour les captages d'eau potable d'importance régionale, au sein desquelles des mesures peuvent être prises pour réduire les apports de substances, par exemple dans le domaine de l'agriculture ;

— des programmes nationaux de surveillance permettent de décrire l'état des eaux sur le long terme :

- NAQUA - Réseau national d'observation des eaux souterraines : permet de contrôler la qualité des eaux souterraines ;
- NAWA - Observation nationale de la qualité des eaux de surface : permet de mesurer la qualité chimique et biologique (y compris les micropolluants) des eaux de surface.

Stratégies complémentaires issues de coopérations transfrontalières

Travaux de la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR)

Les États du bassin du Rhin coopèrent de manière volontaire via la CIPR. Parmi les objectifs de cette coopération figure notamment l'atteinte du bon état des eaux superficielles et souterraines. Cela se traduit par exemple par le programme Rhin 2040 (CIPR/IKSR, 2020), qui vise, entre autres, une bonne qualité des eaux du Rhin et de ses affluents. Cet objectif est particulièrement important pour la qualité des eaux de la nappe au vu de leur forte alimentation par les cours d'eau.

Pour cela, les États membres de la CIPR se sont fixés les objectifs suivants dans le programme Rhin 2040 : abaisser les pressions en nutriments (azote, phosphore), réduire les apports en micropolluants (médicaments, pesticides, produits chimiques industriels) d'au moins 30 % par rapport à la période 2016-2018, améliorer la qualité des sédiments, renforcer la surveillance et l'alerte en cas de pollution accidentelle ainsi que limiter la présence de déchets, dont les plastiques. Un rapport intermédiaire sur l'état d'avancement face à ces objectifs a été publié en décembre 2025 (CIPR/IKSR, 2025b).

La CIPR ne dispose pas de pouvoir réglementaire juridiquement contraignant, mais elle permet aux États riverains de s'engager collectivement à travers des conventions, des stratégies communes et des plans d'action. Ces engagements sont ensuite déclinés et intégrés dans les mesures nationales, régionales ou locales.

Travaux des associations de producteurs et distributeurs d'eau

En 2022, les associations de producteurs et de distributeurs d'eau potable dont l'IAWR (Association internationale des services d'alimentation en eau potable du bassin versant Rhénan), établies le long des principaux fleuves européens (Rhin, Ruhr, Danube, Elbe, Meuse, Escaut), représentant envi-

Kläranlagen (in der EU sieht die Neufassung der Kommunalabwasserrichtlinie diese Maßnahme bis 2045 in allen Mitgliedsländern ebenfalls vor, **s. Abschnitt 8.4**)

— Die Bezeichnung von Zustrombereichen bei regional bedeutenden Trinkwasserfassungen. In den Zustrombereichen können Maßnahmen zur Reduktion der Stoffeinträge getroffen werden, so zum Beispiel in der Landwirtschaft.

— Nationale Überwachungsprogramme dienen der Bewertung des Zustands der Gewässer über lange Zeiträume:

- Mit der nationalen Grundwasserüberwachung (NAQUA) wird die Qualität des Grundwassers überwacht.
- Mit dem nationalen Gewässermonitoring (NAWA) wird die chemische und biologische Qualität (inkl. Spurenstoffen) von Oberflächengewässern gemessen.

Ergänzende Strategien aus grenzüberschreitenden Kooperationen

Arbeiten der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)

Die IKSR ist ein freiwilliger Zusammenschluss der Staaten des Rheineinzugsgebiets. Ziele ihrer Kooperation sind insbesondere die Erreichung eines guten Qualitätszustands der Oberflächengewässer und des Grundwassers. So zielt beispielsweise das Programm Rhein 2040 (CIPR/IKSR, 2020) unter anderem auf eine gute Wasserqualität des Rheins und seiner Nebenflüsse ab. Dieses Ziel ist von besonderer Bedeutung für die Qualität des Grundwassers, da dieses in erheblichem Maße von Flüssen gespeist wird.

Im Hinblick darauf haben sich die Mitgliedsländer der IKSR im Programm Rhein 2040 folgende Ziele gesetzt: Verringerung der Nährstoffbelastung (Stickstoff, Phosphor), Reduktion der Spurenstoffeinträge (Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel, Industriechemikalien) um mindestens 30 % gegenüber dem Zeitraum 2016-2018, Verbesserung der Sedimentqualität, Verstärkung der Überwachung und Warnung bei unbeabsichtigten Verschmutzungen sowie Begrenzung des Abfallaufkommens, darunter Kunststoffe. Im Dezember 2025 wurde ein Fortschrittsbericht über die Erfüllung dieser Ziele veröffentlicht (IKSR/CIPR, 2025b).

Die IKSR verfügt über keine rechtsverbindlichen Regelungsbefugnisse. Sie ermöglicht den Anrainerstaaten jedoch, in Übereinkommen, Strategien und Aktionsplänen gemeinsame Verpflichtungen einzugehen, die dann in nationale, regionale oder lokale/regionale Maßnahmen umgesetzt und integriert werden.

Arbeit der Verbände der Wassergewinnung und -verteilung

2022 veröffentlichten die Verbände der Wasserversorger (darunter die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, die IAWR) entlang der großen europäischen Flussgebiete (Rhein, Ruhr, Donau, Elbe, Maas und Schelde), die etwa 170 Wasserwerke sowie die

ron 170 sociétés d'eau et les intérêts de 188 millions de personnes, publient le « Mémorandum sur les eaux souterraines en vue de garantir un captage d'eau de qualité et en quantité suffisante pour les générations futures » (IAWR, 2022).

Cette déclaration commune présente cinq revendications primordiales pour assurer la protection des nappes phréatiques, essentielles à l'approvisionnement en eau potable de façon durable. Dans ce cadre, elle met en avant la nécessité d'un objectif « zéro pollution ». De grandes approches sont ainsi à mettre en œuvre, notamment le principe de précaution, le principe du pollueur-payeur, ou encore l'interdiction de détérioration des masses d'eaux.

Plus précisément, la déclaration pointe par exemple la nécessité d'interdire ou du moins de réduire l'usage des substances persistantes, mobiles ou toxiques (PM/T), dont les rejets dans les eaux de surface présentent une menace pour la qualité des eaux souterraines.

Le mémorandum fixe également des valeurs d'intervention de 0,05 µg/L pour les substances et leurs produits de dégradation ayant des effets connus ou pas encore évalués sur les systèmes biologiques. Le dépassement de ces valeurs doit déclencher des actions immédiates pour réduire la contamination afin d'empêcher une pollution irréversible des aquifères.

Les actions pointées par le mémorandum sont complémentaires à celles de la CIPR. Les associations de producteurs et distributeurs d'eau n'ont pas de pouvoir réglementaire, mais elles permettent de pointer les stratégies à entreprendre.

8.1.2. Mesures spécifiques à l'échelle régionale

En addition aux stratégies européennes et nationales, des mesures spécifiques, mieux adaptées aux problématiques territoriales, sont déployées.

Hesse – Stratégie sur les micropolluants avec un forum de dialogue dans le Ried hessois

La stratégie relative aux micropolluants dans le Ried hessois vise à réduire, à l'échelle locale et régionale, les rejets de micropolluants dans les eaux de surface et les eaux souterraines, ainsi qu'à regrouper et intensifier la coopération dans une région aux intérêts multiples (HMLU, 2018). En particulier pendant les périodes de basses eaux, les cours d'eau de la région sont fortement affectés par les rejets d'eaux usées traitées. Cette initiative regroupe des mesures visant à réduire les rejets de micropolluants provenant de l'industrie, du commerce et des ménages, ainsi qu'à minimiser les sources diffuses.

Les mesures clés comprennent l'information et la réglementation des rejets directs et indirects locaux, la sensibilisation de la population, l'accélération de la rénovation des égouts non étanches et l'extension de certaines stations d'épuration avec un quatrième niveau de traitement supplémentaire.

En complément, le Land de la Hesse encourage l'utilisation de matériaux respectueux de l'environnement et réduit

Interessen von 188 Millionen Menschen vertreten, das „Grundwassermemorandum zur qualitativen und quantitativen Sicherung der Trinkwassergewinnung für zukünftige Generationen" (IAWR, 2022).

Diese gemeinsame Erklärung enthält fünf grundlegende Forderungen zum nachhaltigen Schutz der für die Trinkwasserversorgung unverzichtbaren Grundwasservorkommen. In diesem Zusammenhang wird die Notwendigkeit eines „Zero-Pollution-Schutzziels" hervorgehoben, dessen Erreichung umfassender Maßnahmen bedarf. Dazu gehören das Vorsorge- und das Verursacherprinzip sowie das Verschlechterungsverbot.

Konkret wird in der Erklärung beispielsweise auf die Notwendigkeit hingewiesen, die Verwendung persistenter, mobiler oder toxischer Stoffe zu verbieten oder zumindest zu reduzieren, deren Einleitung in Oberflächengewässer eine Gefahr für die Grundwasserqualität darstellt.

Das Memorandum legt außerdem Interventionswerte von 0,05 µg/L für Stoffe und Abbauprodukte fest, deren Auswirkungen auf biologische Systeme bekannt oder noch nicht bewertet sind. Bei Überschreitung dieser Werte sollen unverzüglich Maßnahmen zur Verringerung der Kontamination und zur Trendumkehr ergriffen werden.

Die im Memorandum aufgeführten Maßnahmen ergänzen die der IKSR. Die Verbände der Wasserversorger haben keine Regelungsbefugnis, die Zusammenarbeit in diesem Rahmen ermöglicht es aber, geeignete Strategien aufzuzeigen.

8.1.2. Spezifische Maßnahmen auf lokaler/regionaler Ebene

Zusätzlich zu den europäischen und nationalen Strategien werden spezifische Maßnahmen umgesetzt, die besser auf den lokalen Handlungsbedarf zugeschnitten sind.

Hessen – Spurenstoffstrategie mit Dialogforum im Hessischen Ried

Die Spurenstoffstrategie im Hessischen Ried soll auf lokaler bis regionaler Skala Einträge von Spurenstoffen in Oberflächengewässer und in das Grundwasser verringern sowie die Zusammenarbeit in einer Region mit vielfältigen Interessen bündeln und intensivieren (HMLU, 2018). Insbesondere während Niedrigwasserphasen sind die Gewässer in der Region stark durch gereinigte Abwassereinleitungen geprägt. Gebündelt werden Maßnahmen zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen aus Industrie, Gewerbe, Haushalt sowie zur Minimierung von diffusen Quellen.

Kernmaßnahmen umfassen Information und Regulierung von lokalen Direkt- und Indirekteinleitern, die Sensibilisierung der Bevölkerung, die beschleunigte Sanierung undichter Abwasserkanäle sowie den Ausbau ausgewählter Kläranlagen um eine weitere (vierte) Reinigungsstufe.

Ergänzend fördert das Land Hessen den Einsatz umweltfreundlicher Materialien und reduziert den Gebrauch von

l'utilisation de pesticides et de détergents sur ses propres terres. Depuis 2021, un forum de dialogue pour le sud de la Hesse accompagne le processus en tant que mesure clé du projet, soutient les échanges techniques et interdisciplinaires et sert à développer des solutions transférables à l'ensemble de la Hesse. Plus d'infos : www.reines-ried.de

Hesse – Projet de recherche LURCH, modèle du système hydrologique Rhin-Main (WaRM)

Dans le cadre d'un projet de recherche collaboratif (2023-2026) auquel participent le HLNUG en tant que partenaire et le ministère de l'Agriculture et de l'Environnement de Hesse (HMLU) en tant que partenaire associé, un modèle du système hydrologique Rhin-Main a été élaboré. Il combine une approche de modélisation de l'eau (quantité et qualité) avec une approche de modélisation des mesures politiques. L'accent a également été mis sur l'étude des interactions entre un cours d'eau pollué par les eaux usées dans le Ried hessois et les eaux souterraines. Les résultats concernant les micropolluants organiques provenant du cours d'eau ont été comparés aux mesures correspondantes effectuées sur les points de mesure des eaux souterraines situés à proximité du cours d'eau. Sur la base de ces analyses, et à l'aide de la modélisation du système hydrologique, différentes options d'action ont été évaluées.

Fribourg-en-Brisgau, Landau et Strasbourg – Projet ReactiveCity

Le projet Interreg de recherche ReactiveCity (2023-2027) vise à rendre les villes du Rhin supérieur plus durables en réduisant les émissions de biocides et micropolluants urbains vers les sols et les eaux. Il est porté par l'Université de Strasbourg, en coordination avec des unités de recherche du CNRS et des partenaires académiques et institutionnels du Rhin supérieur. Les objectifs du projet sont de diagnostiquer spatialement les zones d'émission, de transformation et d'accumulation des biocides urbains, de réduire les risques de remobilisation des stocks historiques de ces substances, et d'identifier des alternatives à leur utilisation dans les matériaux et pratiques urbaines, avec une stratégie globale de réduction et de substitution. Il se déploie dans trois villes pilotes : Strasbourg, Fribourg-en-Brisgau et Landau, avec la participation active de chercheurs, collectivités, gestionnaires urbains et citoyens.

ReactiveCity a permis de développer des outils et méthodes de diagnostic innovants, de produire des références régionales harmonisées sur les sources et le devenir des micropolluants, et de renforcer la coopération transfrontalière autour de solutions concrètes. Un aspect clé du projet est son caractère reproductible : les méthodologies, outils et protocoles développés sont conçus pour être facilement adaptés et appliqués à d'autres villes, permettant à d'autres territoires d'intégrer la réduction des micropolluants dans leurs stratégies urbaines et environnementales de manière durable.
Plus d'infos : switch.unistra.fr

Pflanzenschutz- und Reinigungsmitteln auf eigenen Flächen. Seit 2021 begleitet ein Dialogforum für Südhessen als eigene Kernmaßnahme des Projektes den Prozess, unterstützt den fachlichen und interdisziplinären Austausch und dient der Entwicklung übertragbarer Lösungsansätze für ganz Hessen. Mehr: www.reines-ried.de

Hessen – Forschungsvorhaben LURCH, Wassersystemmodell Rhein-Main (WaRM)

In einem Forschungsverbundvorhaben (Laufzeit 2023-2026) unter Beteiligung des HLNUG als ein Projektpartner und dem Hessischen Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt (HMLU) als ein assoziierter Partner wurde ein Wassersystemmodell erarbeitet, welches einen Wasser- (Menge und Qualität) mit einem Policy-Modellierungsansatz verbindet. Hierbei lag ein Fokus auch auf der Interaktion eines abwasserbelasteten Fließgewässers im Hessischen Ried mit dem Grundwasser. Es wurden Befunde von organischen Spurenstoffen aus dem Fließgewässer mit entsprechenden Nachweisen an Grundwassermessstellen im Umfeld dieses Fließgewässers verglichen und basierend auf den Auswertungen sowie mit Hilfe des Wassersystemmodells Maßnahmenoptionen bewertet.

Freiburg im Breisgau, Landau und Straßburg – Projekt ReactiveCity

Das Interreg-Forschungsprojekt ReactiveCity (2023-2027) will dazu beitragen, die Städte am Oberrhein durch die Verringerung der Emissionen von urbanen Bioziden und Spurenstoffen in Boden und Wasser nachhaltiger zu gestalten. Es wird von der Universität Straßburg in Zusammenarbeit mit dem französischen Forschungsinstitut CNRS sowie akademischen und institutionellen Partnern am Oberrhein durchgeführt. Das Projekt verfolgt mehrere Ziele: Ermittlung der Standorte in der Stadt, an denen urbane Biozide freigesetzt, umgewandelt und angereichert werden, Verringerung des Risikos der Freisetzung vorhandener Belastungen mit diesen Stoffen und Identifizieren alternativer Materialien und Praktiken, wobei eine umfassende Strategie zur Reduktion und Substitution verfolgt wird. ReactiveCity wird in den drei Pilotstädten Straßburg, Freiburg im Breisgau und Landau unter aktiver Beteiligung von Forschern, Kommunen, Stadtverwaltungen und Bürgern durchgeführt.

Im Rahmen von ReactiveCity werden innovative Diagnosewerkzeuge und -methoden entwickelt, regionale Referenzunterlagen zu Schadstoffquellen und -verteilung vereinheitlicht und die grenzüberschreitende Zusammenarbeit mit konkreten Lösungsansätzen gestärkt. Ein wesentlicher Aspekt des Projekts ist seine Reproduzierbarkeit: Die entwickelten Methoden, Instrumente und Protokolle sind so konzipiert, dass sie leicht übertragbar sind, damit auch andere Städte die Reduzierung von Spurenstoffen in ihre Stadtentwicklungs- und Umweltstrategien aufnehmen können.
Mehr: switch.unistra.fr

8.1.3.

Proposition de mesures complémentaires

Renforcer la gestion intégrée des masses d'eau au regard des liens qualitatifs étroits entre les rivières et eaux souterraines

La thématique des échanges nappe/rivière demeure encore trop peu prise en compte. Pourtant, parmi les captages d'eau potable contaminés, beaucoup sont affectés par des pollutions provenant des eaux de surface.

La qualité des eaux de surface constitue ainsi un enjeu déterminant pour assurer celle des eaux souterraines, et in fine celle des captages d'eau potable.

Il est donc essentiel d'une manière générale d'aller plus loin dans la compréhension des phénomènes d'échanges nappe/rivière, et de sensibiliser à l'importance de la qualité des eaux de surface.

Prise en compte des outils innovants pour améliorer la surveillance

Échantillonnage passif dans les eaux souterraines (en France)

L'échantillonnage passif est complémentaire à l'analyse ponctuelle. Les échantillonneurs passifs sont immergés dans le milieu à échantillonner pendant plusieurs jours voire semaines ; les substances sont accumulées, préconcentrées, dans la phase réceptrice pendant la durée d'exposition. Ceci permet en règle générale de diminuer les limites de détection/quantification et de garantir une meilleure représentativité temporelle du milieu en donnant une concentration moyenne sur la durée de l'exposition. Les échantillonneurs passifs permettent de repérer des molécules non détectées lors de prélèvements ponctuels. Cependant, ces outils ont une limite : ils sont conçus pour des substances ayant une gamme de propriétés physico-chimiques précises, ce qui nécessite une présélection des substances à analyser.

En France, ces outils ont été testés lors d'une étude de démonstration dans le cadre du réseau de surveillance prospective. Ils ont été officiellement autorisés dans la surveillance des eaux de surface continentales par l'arrêté du 26/04/22.

Utilisés et expérimentés par le BRGM dans le cadre de l'axe 2 du projet (uniquement sur le site pilote de l'Ill en Alsace), les échantillonneurs passifs ont permis d'identifier des substances supplémentaires non révélées par les prélèvements ponctuels.

Bien que l'échantillonnage passif ne constitue pas directement une innovation majeure, notamment pour certains partenaires allemands y ayant déjà régulièrement recours, il apparaît pertinent de promouvoir leur usage de manière ciblée, afin d'optimiser la détection de composés échappant aux prélèvements conventionnels.

8.1.3.

Vorschlag für ergänzende Maßnahmen

Stärkung der integrierten Bewirtschaftung von Gewässern angesichts der starken qualitativen Interaktionen zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser

Dem Austausch zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser wird nach wie vor zu wenig Aufmerksamkeit gewidmet. Dabei ist die Verschmutzung von Trinkwasserfassungen im Einzugsgebiet von Fließgewässern nicht unerheblich auf Einträge aus diesen Oberflächengewässern zurückzuführen.

Die Beschaffenheit der Oberflächengewässer ist daher auch von entscheidender Bedeutung für die Qualität des Grundwassers und damit auch für die Trinkwassergewinnung.

Es ist daher unerlässlich, das Wissen über die Austauschprozesse zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser generell zu verbessern und das Bewusstsein für die Bedeutung der Qualität von Oberflächengewässern zu schärfen.

Einsatz innovativer Instrumente zur Verbesserung der Überwachung

Passive Probenahme im Grundwasser (in Frankreich)

Die passive Probenahme stellt eine komplementäre Methode zu der punktuellen Probenahme und Analyse dar. Passive Probenahmegeräte werden mehrere Tage oder sogar Wochen in das zu untersuchende Milieu eingetaucht; die Substanzen werden während der Expositionsdauer in der Sammelphase gesammelt und vorkonzentriert. Dadurch lassen sich in der Regel die Nachweis-/Bestimmungsgrenzen senken und eine bessere zeitliche Repräsentativität der Umgebung gewährleisten, da eine durchschnittliche Konzentration über die Dauer der Exposition ermittelt wird. Mit Passivsammlern lassen sich Substanzen nachweisen, die bei punktuellen Probenahmen womöglich nicht entdeckt werden. Der Nachteil dieser Geräte ist jedoch, dass sie nur für Substanzen mit bestimmten physikalisch-chemischen Eigenschaften geeignet sind, wodurch eine Vorauswahl der zu analysierenden Stoffe getroffen werden muss.

In Frankreich wurden diese Geräte im Rahmen einer Demonstrationsstudie des Netzwerks für prospektive Überwachung getestet und per Verordnung vom 26.04.2022 offiziell für die Überwachung der kontinentalen Oberflächengewässer zugelassen.

Mit den im Rahmen von Schwerpunkt 2 des Projekts vom BRGM (nur im elsässischen Pilotgebiet Ill) eingesetzten und getesteten Passivsammlern konnten Substanzen nachgewiesen werden, die bei den punktuellen Probenahmen nicht gefunden wurden.

Obwohl die passive Probenahme insbesondere für einige deutsche Partner, die sie bereits regelmäßig einsetzen, keine direkte Neuerung darstellt, erscheint es sinnvoll, ihre Verwendung gezielt zu fördern, um die Erkennung von Verbindungen zu optimieren, die bei herkömmlichen Probenahmen nicht erfasst werden.

Analyse non ciblée dans les eaux souterraines

L'objectif des analyses non ciblées (NTS) est d'acquérir une empreinte des molécules présentes dans un échantillon, dans la limite de la méthode analytique. Ces molécules peuvent être naturelles ou anthropiques, seule la comparaison des données acquises avec des bases de données de substances pourra amener à l'identification de ces substances à un niveau de confiance suffisant.

Les résultats obtenus dans le projet ERMES-ii-Rhin ont montré que plusieurs milliers de features sont présents dans les échantillons de rejet de STEU, d'eau de surface et d'eau souterraine. Les comparaisons de ces features dans les trois compartiments montrent que certains sont présents partout et d'autres spécifiques à un compartiment ou un site. Lorsque les paramètres de ces features sont comparés à ceux présents dans des bases de données, une partie des substances identifiées sont déjà quantifiées par l'analyse ciblée mais d'autres ne le sont pas.

L'analyse non ciblée permet de mettre en évidence la présence de substances non suivies dans le cadre réglementaire et pourrait être de ce fait utilisée dans l'objectif d'améliorer la surveillance de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines.

En effet, si certaines molécules sont identifiées uniquement par l'analyse non ciblée dans plusieurs échantillons, montrant une présence ubiquiste ou spécifique à une source de pollution, il pourrait être intéressant de les suivre quantitativement. Si leur présence est avérée, elles pourront alors être ajoutées aux listes de surveillance.

L'analyse non ciblée a un avantage complémentaire qui est le traitement rétrospectif ; les données acquises peuvent être exploitées à volonté. Le traitement des données peut donc être évolutif dans le temps en fonction de l'amélioration des connaissances et de l'enrichissement des bases de données.

Ceci a été réalisé en France dans le cadre du Réseau de Surveillance Prospective pour lequel une campagne exceptionnelle nationale des eaux de surface a eu lieu en 2018 (INERIS, 2020 ; BRGM, 2020).

Amélioration des connaissances sur l'effet cocktail

D'importantes incertitudes persistent sur l'effet cocktail lié au mélange de molécules. La majorité des interprétations réalisées dans ERMES-ii-Rhin sont faites à partir de seuils qui sont définis pour des substances prises séparément (à l'exception de certains critères sur des sommes par famille de polluants). Pourtant, dans la majorité des cas, plusieurs paramètres sont présents en même temps. Les analyses ciblées ont permis de montrer qu'en moyenne neuf micropolluants, de familles parfois différentes, sont retrouvés en simultané sur les points de mesure.

Face à ce constat, il apparaît primordial de poursuivre les recherches sur les effets cumulatifs, synergiques ou antagonistes, liés aux mélanges de micropolluants dans les eaux

Non-Target Screening im Grundwasser

Das Ziel des Non-Target Screenings (NTS) ist es, eine molekulare Signatur der in einer Probe vorhandenen Substanzen im Rahmen der Leistungsfähigkeit der eingesetzten Analysemethode zu erhalten. Um diese Stoffe, die natürlichen oder anthropogenen Ursprungs sein können, mit einem bestimmten Konfidenzniveau identifizieren zu können, müssen die gewonnenen Daten mit einer Stoffdatenbank abgeglichen werden.

Das Projekt ERMES-ii-Rhein hat den Nachweis mehrerer Tausend Features in den Proben von KLA-Einleitungen, Oberflächenwasser und Grundwasser erbracht. Die Vergleiche der in den drei Kompartimenten ermittelten Features zeigen, dass einige Verbindungen ubiquitär vorkommen, andere dagegen spezifisch für ein Kompartiment oder einen Standort sind. Der Datenbankabgleich der Parameter dieser Features ergab, dass ein Teil der identifizierten Substanzen bereits durch gezielte Analysen quantifiziert worden war, während andere bislang nicht erfasst wurden.

Das Non-Target Screening ermöglicht es, Stoffe nachzuweisen, die im Rahmen gesetzlich vorgeschriebener Überwachungsmaßnahmen nicht berücksichtigt werden. Daher könnte diese Methode dazu beitragen, die Überwachung der Qualität von Oberflächengewässern und Grundwasser zu verbessern.

Tatsächlich könnte die quantitative Überwachung bestimmter Stoffe sinnvoll sein, wenn diese in mehreren Proben nur durch Non-Target Screening identifiziert werden und ein ubiquitäres bzw. für eine bestimmte Verschmutzungsquelle spezifisches Vorkommen belegen. Wird ihre Präsenz bestätigt, können sie in die entsprechenden Überwachungslisten aufgenommen werden.

Ein weiterer Vorteil des Non-Target Screenings ist die Möglichkeit der retrospektiven Auswertung. Die erhobenen Daten können jederzeit erneut ausgewertet werden. Die Datenverarbeitung kann somit im Laufe der Zeit an neue Erkenntnisse und erweiterte Datenbanken angepasst werden.

Dies erfolgte in Frankreich im Rahmen des Netzwerks für prospektive Überwachung (Réseau de Surveillance Prospective) bei einer 2018 durchgeführten außerordentlichen landesweiten Kampagne zur Überwachung von Oberflächengewässern (INERIS, 2020; BRGM, 2020).

Verbesserung des Wissens über den „Cocktail-Effekt"

Die Auswirkungen des durch Stoffgemische hervorgerufenen Cocktail-Effekts sind nach wie vor weitgehend unbekannt. Die meisten Interpretationen im Rahmen von ERMES-ii-Rhein basieren auf den Schwellenwerten von Einzelstoffen (mit Ausnahme bestimmter Kriterien für Stoffsummen von Schadstoffgruppen). In den meisten Fällen sind jedoch mehrere Parameter gleichzeitig nachweisbar. Bei den gezielten Analysen wurden an den Messstellen des Messnetzes im Durchschnitt neun Spurenstoffe (teils aus verschiedenen Stoffgruppen) gleichzeitig ermittelt.

souterraines, et de mieux les prendre en compte d'une manière générale.

En 2017, l'INSERM a étudié un mélange de onze substances et mis en évidence des effets toxicologiques 10 à 1000 fois plus élevés que pour la molécule seule (Gaudriault et al., 2017).

D'autre part, en complément aux approches physico-chimiques classiques, l'usage de techniques innovantes peut également être envisagé. Les essais biologiques, ou bioessais, par exemple, permettent d'observer les effets de l'exposition aux micropolluants cumulés sur des fonctions biologiques d'organismes vivants ou de cultures de cellules. Déjà utilisés chez certains partenaires, ils fournissent ainsi une mesure intégrative des effets nocifs des micropolluants sur les organismes vivants (ARCEAU, 2018).

Angesichts dieser Feststellung erscheint es unerlässlich, die Forschung zu den additiven, synergistischen oder antagonistischen Wirkungen von Stoffgemischen im Grundwasser fortzusetzen und diese generell besser zu berücksichtigen.

2017 untersuchte das INSERM eine Mischung aus elf Substanzen und stellte fest, dass die Toxizität der Mischung 10 bis 1.000 Mal höher war als beim einzelnen Molekül (Gaudriault et al., 2017).

Ergänzend zur klassischen physikalisch-chemischen Analytik kann auch der Einsatz innovativer Techniken in Betracht gezogen werden. So ermöglichen biologische Tests (Bioassays) die Beobachtung der Auswirkungen der kumulativen Exposition gegenüber Spurenstoffen auf die biologischen Funktionen lebender Organismen oder Zellkulturen. Diese bei manchen Partnern schon eingesetzten Methoden liefern integrative Messungen der schädlichen Auswirkungen von Spurenstoffen auf lebende Organismen (ARCEAU, 2018).

8.2. Pesticides et métabolites

8.2.1. Stratégies politiques européennes et nationales

Cadre général

Une grande partie des textes réglementaires présentés en partie 8.1.1 permettent d'encadrer la surveillance et la réduction de la présence des pesticides dans les eaux.

En complément, le Règlement (CE) n° 1107/2009 régit la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Il permet d'autoriser ou de refuser des AMM (autorisation de mise sur le marché), et de retirer des substances déjà mises sur le marché si celles-ci sont ensuite jugées dangereuses.

Parallèlement, la Directive 2009/128/CE relative à l'utilisation durable des pesticides encadre leur utilisation. Par sa transposition, les États membres ont l'obligation d'établir un plan d'action national. En France, il s'agit actuellement de la stratégie Ecophyto 2030 (publiée le 6 mai 2024), et en Allemagne, du Plan d'action national pour l'utilisation durable des produits phytosanitaires (NAP). La Suisse possède un texte équivalent avec son Plan d'action produits phytosanitaires 2017, qui définit huit objectifs généraux et douze objectifs intermédiaires concrets : www.blw.admin.ch

Ces trois plans nationaux constituent des piliers centraux des stratégies nationales face aux pesticides. Ils sont destinés à réduire les risques et les impacts liés à l'usage des produits phytosanitaires, notamment par la diminution des quantités utilisées, la promotion de pratiques agricoles plus durables, le développement et le recours à des alternatives non chimiques, ainsi que par la limitation des transferts de substances actives et de leurs métabolites vers les eaux superficielles et souterraines.

Enfin, ces dispositifs sont complétés par les aides de la Politique agricole commune (PAC), qui, notamment via les écorégimes et les mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC), visent à encourager la réduction de l'usage des produits phytosanitaires et l'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement, bien que leur portée et leur efficacité demeurent variables selon les dispositifs et leur mise en œuvre.

Spécificités par pays

En complément de ce cadre commun, les États mettent en place des stratégies nationales spécifiques.

Allemagne – Rapport LAWA-PSM

Depuis 1997, les rapports sur les pesticides du groupe de travail fédéral/régional sur l'eau (LAWA) documentent à in-

8.2. Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren Metaboliten

8.2.1. Europäische und nationale Strategien

Allgemeiner Rechtsrahmen

Ein Großteil der in Abschnitt 8.1.1 vorgestellten Rechtsvorschriften zielt auf die Überwachung und Reduktion des Eintrags von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und deren Metaboliten (PSM) in Gewässern ab.

Ergänzend dazu regelt die Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 das Inverkehrbringen von PSM. Sie regelt die Erteilung oder Verweigerung von Zulassungen sowie die Aufhebung der Zulassung bereits in Verkehr gebrachter Stoffe, wenn diese später als gefährlich eingestuft werden.

Hinzu kommt die Richtlinie 2009/128/EG über die nachhaltige Verwendung von PSM, deren Umsetzung die Mitgliedstaaten zur Aufstellung eines nationalen Aktionsplans verpflichtet. In Frankreich ist dies derzeit die Strategie Ecophyto 2030 (verabschiedet am 6. Mai 2024) und in Deutschland der Nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Verwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP). Die Schweiz verfügt mit dem Aktionsplan Pflanzenschutzmittel 2017 über einen entsprechenden Text, der acht Leitziele und zwölf konkrete Zwischenziele definiert: www.blw.admin.ch

Diese drei Pläne bilden zentrale Säulen der nationalen Strategien im Umgang mit PSM. Sie zielen darauf ab, die mit dem Einsatz von PSM verbundenen Risiken und Auswirkungen zu verringern, insbesondere durch die Reduktion der verwendeten Mengen, die Förderung nachhaltigerer landwirtschaftlicher Praktiken, die Entwicklung und den Einsatz nicht-chemischer Alternativen sowie die Begrenzung des Eintrags von Wirkstoffen und ihren Metaboliten in Oberflächengewässer und Grundwasser.

Schließlich werden diese Maßnahmen durch Beihilfen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) ergänzt. Diese zielen insbesondere über Öko-Regelungen und Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) darauf ab, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren und umweltfreundlichere Praktiken zu fördern; dabei sind Tragweite und Wirksamkeit je nach Maßnahme und Umsetzung unterschiedlich.

Länderspezifische Besonderheiten

Ergänzend zu diesem gemeinsamen Rechtsinstrumentarium verfolgen die einzelnen Staaten spezifische nationale Strategien.

Deutschland – PSM-Bericht der LAWA

Die PSM-Berichte der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) dokumentieren seit 1997 an mehr als

tervalles réguliers la pollution des eaux souterraines par les substances actives des pesticides et leurs métabolites en Allemagne, à partir de plus de 16 000 points de mesure. Ces rapports fournissent des données à l'échelle nationale sur les voies d'entrée, les concentrations et les tendances. Ils établissent des classements sur la fréquence de détection des différentes substances actives et métabolites à l'échelle nationale et décrivent l'évolution de la situation. Le dernier rapport a été publié en 2024 et se base sur des données recueillies entre 2017 et 2021.

France – Réduction des pesticides en usage non agricole

La loi Labbé, adoptée en France en 2014, et renforcée par des textes ultérieurs, vise à encadrer et à réduire l'usage des produits phytopharmaceutiques sur les espaces publics et privés. Elle interdit progressivement l'utilisation des pesticides chimiques par les collectivités territoriales pour l'entretien des espaces verts, des voiries et des forêts accessibles au public à compter de 2017, puis étend cette interdiction aux particuliers à partir de 2019.

Suisse – Réduction progressive des pesticides (initiative parlementaire 19.475)

En 2021, le Parlement a adopté une modification législative qui fixe un objectif de réduction juridiquement contraignant. Les mesures sont entrées en vigueur le 1er janvier 2023 : www.fedlex.admin.ch

Suisse - Programme de protection des eaux

Le programme permet de soutenir des projets agricoles visant à réduire la pollution excessive des eaux par les nitrates, le phosphore et les produits phytosanitaires.

8.2.2. Mesures spécifiques à l'échelle régionale

Alsace – Convention SENS 2027

Les fortes concentrations en pesticides constatées dans le cadre d'ERMES 2016 ont incité la Région Grand Est, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, la Chambre d'Agriculture et les services de l'État à collaborer afin de reconquérir la qualité de l'eau. Dans cet objectif, une première convention de partenariat a été mise en place de 2018 à 2022.

La convention SENS 2027 (Solution Eau Nappe d'Alsace & Sundgau) fait suite à ce premier volet afin de poursuivre et renforcer la dynamique engagée. Le périmètre concerné regroupe 51 captages cibles (contre 17 dans la première convention 2018-2022).

Les principaux objectifs de SENS 2027 sont :

— atteindre moins de 20 % de points de suivi avec des teneurs en herbicides et métabolites dans les eaux brutes supérieures aux seuils DCE ;

16.000 Messstellen in regelmäßigen Zyklen die Belastung des Grundwassers durch Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren Metaboliten in Deutschland. Die Berichte liefern bundesweite Daten zu Eintragswegen, Konzentrationen und Trends. Es werden Ranglisten zu bundesweiten Fundhäufigkeiten der verschiedenen Wirkstoffe und Metaboliten aufgestellt und die Entwicklung der Befundsituation beschrieben. Der letzte Bericht erschien 2024 und basiert auf Daten des Zeitraumes 2017 bis 2021.

Frankreich – Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln außerhalb der Landwirtschaft

Das 2014 in Frankreich verabschiedete und durch spätere Texte verschärfte Labbé-Gesetz regelt den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf öffentlichen und privaten Flächen mit dem Ziel ihrer Reduktion. Ab 2017 wurde die kommunale Verwendung chemisch-synthetischer PSM für die Pflege von Grünflächen, Straßen und öffentlich zugänglichen Wäldern schrittweise verboten; 2019 wurde dieses Verbot auf Privatpersonen ausgedehnt.

Schweiz – Absenkpfad Pestizide (Parlamentarische Initiative 19.475)

Das Parlament hat 2021 eine Gesetzesänderung beschlossen, die ein gesetzlich verbindliches Reduktionsziel schafft. Die Maßnahmen sind am 1. Januar 2023 in Kraft getreten: www.fedlex.admin.ch

Schweiz - Gewässerschutzprogramm

Das Programm ermöglicht die Förderung von landwirtschaftlichen Projekten zur Senkung von übermäßigen Gewässerbelastungen durch Nitrat, Phosphor und Pflanzenschutzmittel.

8.2.2. Spezifische Maßnahmen auf lokaler/regionaler Ebene

Elsass – SENS-Konvention 2027

Die im Rahmen von ERMES 2016 festgestellten hohen PSM-Konzentrationen haben die Region Grand Est, die Agence de l'Eau Rhin Meuse, die Landwirtschaftskammer und die staatlichen Behörden dazu veranlasst, gemeinsam für die Wiederherstellung der Wasserqualität tätig zu werden. Zu diesem Zweck wurde eine erste Partnerschaftsvereinbarung für den Zeitraum 2018 bis 2022 geschlossen.

Die daran anknüpfende Vereinbarung SENS 2027 (Solution Eau Nappe d'Alsace & Sundgau) soll die eingeleitete Dynamik fortsetzen und verstärken. Im Rahmen von SENS 2027 werden 51 Wasserfassungen überwacht (17 in der ersten Vereinbarung 2018-2022).

Die Hauptziele von SENS 2027 sind:

— weniger als 20 % der Messstellen mit Herbizid- und Metabolitbefunden im Rohwasser, die die Schwellenwerte der WRRL überschreiten

— diminuer de 50 % l'utilisation d'herbicides ;
— ne retrouver sur aucun des captages cibles des teneurs en herbicides autorisés supérieures aux normes.

D'autres objectifs sont également fixés vis-à-vis de la proportion de surfaces agricoles utilisées (SAU) en agriculture biologique et bas niveau d'impact (BNI).

Afin d'atteindre ces objectifs, les 51 captages prioritaires font l'objet de contrats de résultats portés par les collectivités. Celles-ci travaillent de concert avec les agriculteurs pour instaurer d'autres pratiques agricoles moins demandeuses en intrants. Plusieurs outils sont mis à disposition (culture bas niveau d'impact, agriculture biologique, paiements pour services environnementaux, assolement concerté, foncier…) ainsi qu'un soutien financier et technique.

Des indicateurs de suivi de mise en œuvre des objectifs sont calculés chaque année. Une tendance à la baisse des contaminations en pesticides a été observée après la mise en place de la première convention et est en train de se poursuivre sur SENS 2027.
Plus d'infos : www.eau-rhin-meuse.fr

Bade-Wurtemberg – Stratégie de réduction des produits phytosanitaires

La stratégie de réduction phytosanitaire du Bade-Wurtemberg prévoit de réduire considérablement l'utilisation et l'apport de pesticides et de leurs métabolites dans l'environnement. Pour atteindre cet objectif, des réglementations légales telles que la loi sur le renforcement de la biodiversité 2020 sont adoptées. Celle-ci prévoit notamment une réduction de 40 à 50 % des pesticides chimiques de synthèse d'ici 2030.

Le programme de soutien FAKT II est un instrument important pour la mise en œuvre de ces exigences légales. Cet instrument aide les agriculteurs qui renoncent aux pesticides chimiques de synthèse ou qui utilisent des alternatives biologiques telles que les organismes utiles. En complément, des exploitations de démonstration ont été créées afin de soutenir la recherche et la promotion de la réduction des produits phytosanitaires grâce au développement de mesures efficaces. Le 4e rapport sur la réduction des produits phytosanitaires montre les succès remportés par les exploitations de démonstration. Entre 2016-2019 et 2022, l'utilisation de produits phytosanitaires a pu être réduite d'environ 13 %. En combinant surveillance, exigences légales et mesures pratiques, le Bade-Wurtemberg parvient non seulement à réduire les rejets de pesticides dans l'environnement, mais il favorise également la protection à long terme des eaux souterraines contre la pollution par les produits phytosanitaires.

Des informations plus détaillées sur la stratégie de réduction des produits phytosanitaires sont disponibles sur le site web du ministère de l'Alimentation, de l'Espace rural et de la Protection des consommateurs du Bade-Wurtemberg :
mlr.baden-wuerttemberg.de

— Verringerung des Herbizideinsatzes um 50 %
— keine Überschreitung der zulässigen Herbizidkonzentrationen in den überwachten Wasserfassungen.

Weitere Ziele betreffen den Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche mit ökologischem Landbau und mit geringer Umweltbelastung.

Als Instrument zur Erreichung dieser Ziele werden für die 51 vorrangigen Wasserfassungen Ergebnisverträge mit den Gebietskörperschaften geschlossen. Diese wirken zusammen mit den Landwirten auf die Einführung anderer, weniger inputintensiver landwirtschaftlicher Praktiken hin. Dafür stehen mehrere Instrumente zur Verfügung (Anbau mit geringen Auswirkungen, ökologischer Landbau, Zahlungen für Umweltdienstleistungen, abgestimmte Fruchtfolge, Landnutzung usw.) sowie finanzielle und technische Unterstützung.

Jedes Jahr werden Indikatoren zur Überwachung der Zielerreichung überprüft. Der nach Einführung der ersten Vereinbarung beobachtete Rückgang der PSM-Belastung setzt sich mit SENS 2027 fort.
Mehr: www.eau-rhin-meuse.fr

Baden-Württemberg – Pflanzenschutzmittelreduktionsstrategie

Die Pflanzenschutzmittelreduktionsstrategie Baden-Württembergs sieht vor, die Anwendung und den Eintrag von PSM und deren Metaboliten in die Umwelt deutlich zu reduzieren. Um dieses Ziel zu erreichen, wurden gesetzliche Regelungen wie das Biodiversitätsstärkungsgesetz 2020 verabschiedet. Dieses legt mitunter eine Reduktion chemisch-synthetischer PSM um 40-50 % bis zum Jahr 2030 fest.

Ein wichtiges Instrument zu der Umsetzung dieser gesetzlichen Vorgaben ist das Förderprogramm FAKT II. Dieses Instrument unterstützt Landwirte, wenn sie auf chemisch-synthetische PSM verzichten oder biologische Alternativen wie Nützlinge einsetzen. Ergänzend wurden Demonstrationsbetriebe etabliert, die durch die Entwicklung effektiver Maßnahmen die Forschung und die Förderung von Pflanzenschutzmittelreduktion unterstützen. Der 4. Bericht zur Reduktion von Pflanzenschutzmitteln zeigt die Erfolge der Demonstrationsbetriebe. Zwischen 2016–2019 und 2022 konnte der PSM-Einsatz um rund 13 % gesenkt werden. Durch die Kombination von Monitoring, gesetzlichen Vorgaben und praxisorientierten Maßnahmen erreicht Baden-Württemberg nicht nur eine Reduktion der PSM-Einträge in die Umwelt, es fördert auch den langfristigen Schutz des Grundwassers vor Belastungen durch Pflanzenschutzmittel.

Detailliertere Informationen zur Pflanzenschutzmittelreduktionsstrategie finden sich auf der Webseite des Ministeriums für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg:
mlr.baden-wuerttemberg.de

Hesse – Plan de réduction des pesticides

D'ici 2030, l'utilisation de pesticides en Hesse devrait diminuer de 30 %. C'est ce qu'a décidé la table ronde sur l'agriculture et la protection de la nature, en collaboration avec des représentants de l'agriculture, de la protection de la nature et du gouvernement régional de Hesse. Le plan de réduction des pesticides montre, à l'aide de différentes mesures coopératives, comment cet objectif peut être atteint. Ceux-ci vont de l'agriculture et la sylviculture aux projets de recherche suprarégionaux, en passant par les communes et les jardins privés et familiaux.

Au total, environ deux millions d'euros supplémentaires seront disponibles pendant la période couverte par les mesures (2023 à 2028) et les équipes de conseillers des autorités participantes seront renforcées en termes de personnel.

Des informations plus détaillées sur le plan de réduction des pesticides sont disponibles sur le site Internet du ministère de l'Agriculture, de l'Environnement, de la Viticulture, des Forêts, de la Chasse et du Patrimoine de la Hesse : https://landwirtschaft.hessen.de/sites/landwirtschaft.hessen.de/files/2023-05/pestizid_reduktionsplan_bf.pdf

La stratégie relative aux micropolluants dans le Ried hessois (pour plus de détails, voir la **partie 8.1.2**) aborde également, dans le cadre du forum de dialogue, la question de la réduction des apports de produits phytosanitaires dans les eaux.

Rhénanie-Palatinat – Groupe de travail interministériel sur les résidus de produits phytosanitaires dans les eaux souterraines et de surface

Une fois par an, le groupe de travail interministériel « Résidus de produits phytosanitaires dans les eaux souterraines et de surface » se réunit. Il est composé de représentants de l'Office régional de l'environnement, de l'Office régional d'analyse, du Centre de services pour l'espace rural (administration agricole) ainsi que du ministère de l'Environnement et du ministère de l'Agriculture.

Sur la base des découvertes actuelles et de la fréquence d'utilisation, une liste nationale des substances actives des produits phytosanitaires et de leurs métabolites est publiée. Elle doit être analysée en priorité par les distributeurs publics d'eau. En outre, le groupe de travail sert à l'échange d'informations sur les travaux et projets en cours.

Hessen – Pestizidreduktionsplan

Bis 2030 sollen 30 Prozent weniger Pestizide in Hessen eingesetzt werden. Das hat der Runde Tisch Landwirtschaft und Naturschutz gemeinsam mit Vertreterinnen und Vertretern aus Landwirtschaft, Naturschutz und Hessischer Landesregierung beschlossen. Der Pestizidreduktionsplan zeigt anhand verschiedener kooperativer Maßnahmen, wie dieses Ziel erreicht werden kann. Diesen reichen über die Land- und Forstwirtschaft, über Kommunen und private Haus- und Kleingärten, bis hin zu überregionalen Forschungsvorhaben.

Insgesamt stehen über den Maßnahmenzeitraum (2023 bis 2028) rund zwei Millionen Euro zusätzlich zur Verfügung und die Beratungsteams in den beteiligten Behörden werden personell verstärkt.

Detailliertere Informationen zum Pestizidreduktionsplan finden sich auf der Website des Hessischen Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt, Weinbau, Forsten, Jagd und Heimat: https://landwirtschaft.hessen.de/sites/landwirtschaft.hessen.de/files/2023-05/pestizid_reduktionsplan_bf.pdf

Die Spurenstoffstoffstrategie Hessisches Ried (Näheres s. **Abschnitt 8.1.2**) adressiert im Rahmen des Dialogforums auch das Thema der Verringerung der Pflanzenschutzmitteleinträge in die Gewässer.

Rheinland-Pfalz – Interministerielle Arbeitsgruppe zu Pflanzenschutzmittelrückständen in Grund- und Oberflächenwasser

Einmal jährlich trifft sich die interministerielle Arbeitsgruppe „PSM-Rückstände in Grund- und Oberflächenwasser“, die aus Vertreterinnen und Vertretern des Landesamtes für Umwelt, des Landesuntersuchungsamtes, des Dienstleistungszentrums Ländlicher Raum (Agrarverwaltung) sowie des Umwelt- (MKUEM) und des Landwirtschaftsministeriums (MWVLW) besteht.

Auf Grundlage von aktuellen Funden und der Anwendungshäufigkeit wird eine Landesliste von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und deren Metaboliten veröffentlicht, die von den öffentlichen Wasserversorgern vorrangig zu analysieren sind. Daneben dient die Arbeitsgruppe dem Informationsaustausch über aktuelle Arbeiten und Projekte.

8.2.3.

Proposition de mesures complémentaires

Réduction des quantités utilisées et renonciation à l'utilisation de produits phytosanitaires

L'agriculture intégrée favorise certaines pratiques culturales (par exemple, le choix du site, l'organisation de la rotation des cultures ou les techniques de semis), ainsi que des mesures mécaniques (lutte mécanique contre les mauvaises herbes) ou encore des procédés biotechniques (utilisation de substances attractives ou répulsives), afin de réduire au maximum l'utilisation de produits phytosanitaires. L'agriculture biologique, elle, renonce totalement à l'utilisation de produits phytosanitaires chimiques de synthèse.

Bien que les avantages de l'agriculture intégrée et en particulier de l'agriculture biologique en termes de réduction des apports de produits phytosanitaires dans l'environnement soient connus depuis plusieurs décennies, leur mise en œuvre pratique dans l'agriculture conventionnelle fait toujours défaut. Les mesures prises à cet égard doivent être renforcées.

Divers projets, en Allemagne, France et Suisse, visent à promouvoir la culture intégrée dans la pratique agricole afin de réduire la quantité de produits phytosanitaires utilisée. Parmi les mesures prises, on peut citer l'introduction d'une rotation des cultures modifiée, le désherbage mécanique, la gestion spécifique à certaines parcelles ou l'utilisation de modèles de prévision. Toutes ces mesures doivent être intensifiées.

Interdire les pesticides dans les périmètres de protection des captages d'eau potable

L'IAWR, Association Internationale des Services d'Alimentation en Eau potable du Bassin versant Rhénan, représente environ 120 services d'alimentation en eau potable issus de six États riverains du bassin du Rhin (Autriche, Suisse, Liechtenstein, France, Allemagne et Pays-Bas). Ces services fournissent de l'eau potable à plusieurs dizaines de millions de personnes.

Dans un communiqué publié le 8 décembre 2022 (IAWR, 2023), l'IAWR a affirmé qu'un approvisionnement durable en eau potable de qualité nécessite l'interdiction des pesticides chimiques de synthèse dans les périmètres de protection des eaux. Elle soutenait à ce titre la proposition de règlement européen sur l'utilisation durable des produits phytopharmaceutiques (règlement SUR), qui prévoyait une interdiction de l'usage des pesticides dans les zones sensibles, notamment les zones de captage d'eau potable. L'IAWR considère de telles mesures comme indispensables pour prévenir la contamination des ressources, limiter le recours à des traitements complexes et très coûteux, et garantir la sécurité de l'approvisionnement en eau potable sur le long terme. Cette proposition de règlement n'a toutefois pas été adoptée et la Commission européenne l'a retiré en 2024.

8.2.3.

Vorschlag für ergänzende Maßnahmen

Reduzierung der Einsatzmengen und Verzicht auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Der integrierte Pflanzenbau nutzt Kulturmaßnahmen (Beispiele sind Standortwahl, Fruchtfolgegestaltung oder Saattechnik), mechanische Maßnahmen (mechanische Boden- und Beikrautbekämpfung) oder auch biotechnische Verfahren (Einsatz von Lock- oder Abschreckstoffen), um den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu minimieren. Im ökologischen Landbau hingegen wird vollständig auf den Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel verzichtet.

Obwohl die Vorzüge des integrierten und insbesondere des ökologischen Landbaus hinsichtlich der Reduzierung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt seit mehreren Jahrzehnten bekannt sind, fehlt es nach wie vor an der praktischen Umsetzung im konventionellen Landbau. Diesbezügliche Maßnahmen müssen verstärkt werden.

Verschiedene Projekte in Deutschland, Frankreich und der Schweiz zielen auf die Förderung des integrierten Pflanzenbaus in der landwirtschaftlichen Praxis, um die Aufwandmenge von Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren. Maßnahmenbeispiele sind die Einführung einer veränderten Fruchtfolge, die mechanische Unkrautregulierung, die teilschlagspezifische Bewirtschaftung oder die Nutzung von Prognosemodellen. Solche Maßnahmen müssen verstärkt werden.

Verbot von Pflanzenschutzmitteln in Trinkwasserschutzgebieten

Die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR) vertritt rund 120 Trinkwasserversorger aus sechs Anrainerstaaten des Rheineinzugsgebiets (Österreich, Schweiz, Liechtenstein, Frankreich, Deutschland und Niederlande). Diese Wasserwerke versorgen mehrere Zehnmillionen Menschen mit Trinkwasser.

In einer am 8. Dezember 2022 veröffentlichten Erklärung (IAWR, 2023) bekräftigte die IAWR, dass zur Sicherung einer nachhaltigen Versorgung mit qualitativ hochwertigem Trinkwasser ein Verbot chemisch-synthetischer PSM in Wasserschutzgebieten erforderlich ist. In diesem Zusammenhang unterstützte sie den Vorschlag für eine europäische Verordnung über die nachhaltige Verwendung von Pflanzenschutzmitteln (SUR-Verordnung), die ein Verbot des Einsatzes von PSM in sensiblen Gebieten, insbesondere in Trinkwassergewinnungsgebieten, vorsah. Die IAWR hält solche Maßnahmen für unerlässlich, um eine Kontamination der Wasserressourcen zu verhindern, den Einsatz komplexer und kostspieliger Aufbereitungsverfahren zu begrenzen und die Sicherheit der Trinkwasserversorgung langfristig zu gewährleisten. Der Vorschlag für diese Verordnung wurde jedoch nicht angenommen, und die Europäische Kommission zog ihn 2024 zurück.

Renforcer la vigilance sur la substitution des substances actives

Lorsqu'une substance active est interdite en raison de ses risques pour la santé ou l'environnement, elle est généralement remplacée par une autre molécule. Ce processus de substitution peut néanmoins présenter des limites si la substance de remplacement n'a pas été suffisamment évaluée ou se révèle être elle aussi problématique par rapport à ses produits de dégradation (métabolites). Il est donc essentiel de rester vigilant et de ne pas remplacer un produit par un autre sans connaître ses impacts réels.

L'exemple de la chaîne d'herbicides utilisés dans les cultures de maïs et autres grandes cultures en témoigne :

En France, l'atrazine a été largement utilisée jusqu'à son interdiction en 2003, du fait de sa toxicité environnementale et sa persistance dans les eaux. L'alachlore a souvent été employé comme substance de remplacement, puis a été interdit en 2008 en raison de préoccupations similaires. L'acétochlore a ensuite été utilisé comme alternative, puis a également été interdit en 2013. Enfin, plus récemment, c'est le S-métolachlore qui a fait l'objet d'une décision d'interdiction, avec une fin d'utilisation en 2024. Toutes ces substances actives, ainsi que leurs métabolites, sont maintenant présents dans les eaux souterraines.

Verstärkte Wachsamkeit beim Ersatz von Wirkstoffen

Wenn ein Wirkstoff aufgrund seiner Risiken für die Gesundheit oder die Umwelt verboten wird, wird er in der Regel durch einen anderen Wirkstoff ersetzt. Eine solche Substitution ist jedoch dann fragwürdig, wenn der neue Wirkstoff nicht ausreichend mit Blick auf die Abbauprodukte (Metabolite) bewertet wurde oder sich ebenfalls als problematisch erweist. Daher ist dringend Wachsamkeit geboten, damit ein Produkt nicht durch ein anderes ersetzt wird, dessen tatsächliche Auswirkungen nicht bekannt sind.

Ein Beispiel für diese Substitutionsproblematik sind die im Maisanbau und für andere Ackerkulturen eingesetzten Herbizide:

In Frankreich wurde Atrazin aufgrund seiner Umwelttoxizität und seiner Persistenz im Wasser bis zu seinem Verbot im Jahr 2003 in großem Umfang verwendet. Als Ersatzstoff kam häufig Alachlor zum Einsatz, das dann 2008 aufgrund ähnlicher Bedenken seinerseits verboten wurde. Anschließend wurde Acetochlor als Alternative angewendet, es wurde 2013 ebenfalls verboten. Zuletzt wurde für 2024 ein Verbot für S-Metolachlor beschlossen. Rückstände dieser Wirkstoffe sowie ihrer Metaboliten sind heute im Grundwasser vorhanden.

8.3.
PFAS

8.3.1.
Stratégies politiques européennes et nationales

Cadre général

Le cadre réglementaire relatif aux PFAS dans les eaux souterraines reste aujourd'hui limité, car il s'agit d'une pollution longtemps sous-estimée, dont la surveillance en routine n'a été mise en place que récemment. Cela dit, les premières campagnes de mesure exceptionnelles d'étude de la présence des PFAS au sein de l'UE remontent aux années 2000-2010.

À l'international, la Convention de Stockholm a restreint la production et l'utilisation du PFOS dès 2009, interdit la production et l'importation du PFOA, de ses sels et composés apparentés depuis 2020, et a étendu ces interdictions au PFHxS et à ses dérivés à partir de 2023, avec certaines dérogations limitées.

Au niveau européen, REACH complète ces mesures en restreignant ou interdisant l'usage de certains autres PFAS. Cinq États européens (Danemark, Allemagne, Pays-Bas, Norvège, Suède) ont déposé en janvier 2023 une demande de modification du règlement REACH, dans le but d'interdire au niveau européen tous les PFAS (avec des dérogations limitées pour certains usages essentiels sans alternative actuellement). La France soutient cette demande de restriction.

Concernant les EDCH, ce n'est que depuis janvier 2026, soit plus de 15 ans après les premières campagnes de mesure, que certains PFAS doivent être systématiquement recherchés. Cela fait suite à l'entrée en vigueur de la Directive (UE) 2020/2184, qui impose leur surveillance, avec une limite de 0,1 µg/L pour la somme de 20 PFAS et de 0,5 µg/L pour les PFAS totaux.

Par ailleurs, la directive européenne sur les eaux souterraines est actuellement en cours de révision. Selon les prévisions actuelles (à l'heure de la rédaction de ce rapport), celle-ci contiendra une référence aux deux paramètres cumulés relatifs aux PFAS de la directive européenne sur l'eau potable en tant que nouvelles normes de qualité, et introduira en outre une valeur seuil de 4,4 ng/L pour la somme des quatre PFAS cibles de l'EFSA.

Le « paquet eau » a été adopté par le Conseil de l'UE le 17 février 2026. Le Parlement européen devrait l'adopter lors de sa session plénière des 25 et 26 mars 2026.

En Suisse, la réglementation actuelle sur l'eau potable fixe des valeurs maximales uniquement pour trois PFAS : 0,3 µg/L pour le PFOS et le PFHxS et 0,5 µg/L pour le PFOA. À partir de janvier 2026, la valeur limite maximale de 0,1 µg/L devait s'appliquer à la somme de 20 PFAS. Les valeurs limites devaient ainsi, d'une part être plus strictes

8.3.
PFAS

8.3.1.
Europäische und nationale Strategien

Allgemeiner Rechtsrahmen

Die Rechtsvorschriften für PFAS im Grundwasser sind derzeit noch unzureichend, da diese Belastung lange unterschätzt wurde und erst seit Kurzem überwacht wird. Erstmals wurden PFAS in der EU bereits in den Jahren 2000-2010 bei außerordentlichen Messkampagnen untersucht.

Auf internationaler Ebene hat das Stockholmer Übereinkommen die Herstellung und Verwendung von PFOS bereits ab 2009 beschränkt und die Herstellung und Einfuhr von PFOA, seinen Salzen und verwandten Verbindungen ab 2020 verboten. Diese Verbote wurden ab 2023 mit einigen begrenzten Ausnahmen auf PFHxS und seine Derivate ausgeweitet.

Auf EU-Ebene ergänzt die REACH-Verordnung diese Maßnahmen durch die Beschränkung bzw. das Verbot der Verwendung bestimmter anderer PFAS. Fünf europäische Staaten (Dänemark, Deutschland, Niederlande, Norwegen, Schweden) haben im Januar 2023 einen Antrag auf Änderung der Verordnung gestellt, mit dem Ziel, alle PFAS auf europäischer Ebene zu verbieten, wobei für einige wesentliche, derzeit alternativlose Anwendungen begrenzte Ausnahmeregelungen gelten sollen. Frankreich unterstützt diesen Antrag auf Beschränkung.

Bei Wasser für den menschlichen Gebrauch ist die systematische Untersuchung bestimmter PFAS erst ab Januar 2026, also über 15 Jahre nach den ersten Messkampagnen, vorgeschrieben. Auslöser dafür war das Inkrafttreten der Richtlinie (EU) 2020/2184, die zu ihrer Überwachung verpflichtet und Grenzwerte von 0,1 µg/L für die Summe PFAS-20 bzw. 0,5 µg/L für PFAS-gesamt festlegt.

Darüber hinaus wird derzeit die europäische Grundwasserrichtlinie überarbeitet. Nach derzeitiger Planung (zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts) wird die Neufassung einen Verweis auf die beiden Summenparameter zu PFAS der EU-Trinkwasserrichtlinie als neue Qualitätsnormen enthalten und zusätzlich den Schwellenwert von 4,4 ng/L für die von der EFSA empfohlene Summe PFAS-4 einführen.

Das „Water Package" wurde am 17. Februar 2026 vom Rat der EU angenommen. Das Europäische Parlament dürfte es auf seiner Plenartagung am 25./26. März 2026 verabschieden.

In der Schweiz legt die aktuelle Trinkwasserverordnung nur für drei PFAS Grenzwerte fest: 0,3 µg/L für PFOS und PFHxS und 0,5 µg/L für PFOA. Ab Januar 2026 sollte für die Summe PFAS-20 der Grenzwert von maximal 0,1 µg/L gelten. Die Grenzwerte sollten also einerseits strenger werden und andererseits auch mehr verschiedene PFAS

et d'autre part couvrir davantage de PFAS, au lieu de seulement trois substances spécifiques. En raison de discussions politiques en cours, cette adaptation n'est toutefois pas mise en œuvre pour l'instant.

Spécificités par pays

En complément de ce cadre commun, les États mettent en place des stratégies nationales spécifiques.

France – Plan PFAS

La France s'est dotée en 2024 d'un plan d'action national sur les PFAS, afin de mieux prévenir et réduire les risques liés à ces polluants (Ministère de la Transition écologique, 2023). Le plan, structuré en cinq axes, vise à mieux connaître, surveiller et limiter les émissions de PFAS dans l'environnement, tout en renforçant la protection de la santé humaine. Il prévoit notamment l'amélioration des connaissances scientifiques, le suivi des rejets industriels, le contrôle de la qualité de l'eau et des milieux naturels, ainsi que la réduction de l'usage des PFAS.

Dans ce cadre, la loi n° 2025-188 du 27/02/25 interdit depuis janvier 2026 l'utilisation de certains PFAS en France sauf cas de force majeure.

France – Surveillance de substances supplémentaires

Par ailleurs, en France en complément aux 20 PFAS de la directive EDCH, le TFA et le 6:2 FTSA seront inclus aux programmes d'analyse à partir de janvier 2027.

Allemagne – Limite de potabilité supplémentaire

En Allemagne, une limite de potabilité supplémentaire de 0,02 µg/L sera appliquée en 2028 pour les quatre PFAS ciblés par l'EFSA (PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS).

Suisse – Plan d'action sur les PFAS

Fin 2025, le Conseil fédéral a adopté un plan d'action visant à réduire considérablement l'exposition de l'environnement et de la population aux PFAS. Le Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC) élaborera le plan d'action et le soumettra au Conseil fédéral d'ici fin 2027.

Les PFAS sont systématiquement recensés dans le cadre des programmes nationaux de surveillance existants NAWA (eaux de surface) et NAQUA (eaux souterraines).

umfassen, statt nur drei konkrete Stoffe. Wegen laufender politischer Diskussionen wird die Anpassung aber vorerst nicht vorgenommen.

Länderspezifische Besonderheiten

Ergänzend zu diesem gemeinsamen Rechtsinstrumentarium verfolgen die einzelnen Staaten spezifische nationale Strategien.

Frankreich – PFAS-Plan

Frankreich hat 2024 einen nationalen PFAS-Aktionsplan zur Prävention bzw. Verringerung der mit diesen Schadstoffen verbundenen Risiken verabschiedet (Ministère de la Transition écologique, 2023). Der in fünf Schwerpunkte untergliederte Plan zielt auf eine bessere Kenntnis, Überwachung und Begrenzung der PFAS-Emissionen in die Umwelt ab und soll somit einen Beitrag zum besseren Schutz der menschlichen Gesundheit leisten. Insbesondere sieht er die Verbesserung der wissenschaftlichen Grundlagen, die Kontrolle von Industrieeinleitungen, die Überwachung der Wasserqualität und der natürlichen Umwelt sowie die Reduktion des Einsatzes von PFAS vor.

In diesem Zusammenhang verbietet das Gesetz Nr. 2025-188 vom 27.02.2025 seit Januar 2026 die Verwendung bestimmter PFAS.

Frankreich – Überwachung zusätzlicher Stoffe

Darüber hinaus werden in Frankreich ab Januar 2027 zusätzlich zu den 20 PFAS der Trinkwasserrichtlinie auch TFA und 6:2 FTSA in die Überwachungsprogramme aufgenommen.

Deutschland – Zusätzlicher Trinkwassergrenzwert

In Deutschland wird 2028 ein zusätzlicher Trinkwassergrenzwert von 0,02 µg/L für die vier von der EFSA empfohlenen PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS) eingeführt.

Schweiz – Aktionsplan PFAS

Der Bundesrat hat Ende 2025 einen Aktionsplan beschlossen, der die Belastung der Umwelt und der Bevölkerung mit PFAS deutlich reduzieren soll. Das Eidgenössische Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) wird den Aktionsplan ausarbeiten und bis Ende 2027 dem Bundesrat vorlegen.

PFAS werden im Rahmen der bestehenden nationalen Überwachungsprogramme NAWA (Oberflächengewässer) und NAQUA (Grundwasser) systematisch erfasst.

8.3.2.

Mesures spécifiques à l'échelle régionale

Les PFAS étant une problématique émergente, peu de solutions sont mises en place pour l'instant à l'échelle régionale, et se résument souvent à des mesures curatives (fermeture de forages d'eau potable, mise en place de traitements coûteux, changement de ressources, etc.). Ces mesures ne sont toutefois pas tenables sur la durée et ne résolvent pas le problème de la pollution.

Bade-Wurtemberg – Modèle de transport des substances pour l'analyse et la prévision de la pollution par les PFAS dans la région de Rastatt et Baden-Baden ; surveillance régionale dans les zones sensibles et à intervalles réguliers dans tout le Land

Dans le Bade-Wurtemberg, la pollution des eaux souterraines par les PFAS représente un défi majeur, en particulier dans la région de Mittelbaden. L'utilisation de composts vraisemblablement mélangés à des boues de papier contenant des PFAS a entraîné la pollution de nombreuses terres agricoles, avec des répercussions négatives sur les eaux souterraines. Afin de permettre la planification de mesures d'assainissement et de protection, la LUBW a développé un modèle de transport de substances qui simule l'évolution dans le temps de la propagation du panache de PFAS dans les aquifères concernés. Le service PFAS mis en place au sein du Regierungspräsidium Karlsruhe (préfecture de Karlsruhe) est l'organe de coordination compétent pour les ministères spécialisés, les autorités administratives responsables et les citoyens. Il soutient en particulier la mise en œuvre de mesures de réduction des PFAS telles que l'assainissement des sols pollués, la recherche sur la dégradation des PFAS dans le sol et dans les STEU, ainsi que l'élaboration de stratégies visant à garantir l'approvisionnement en eau potable à long terme. Des descriptions plus détaillées des mesures et des projets sont disponibles sur le site web du Regierungspräsidium Karlsruhe : rpk.baden-wuerttemberg.de

Cette combinaison de modélisation, de surveillance et de mesures concrètes crée de la transparence et constitue la base d'une réduction progressive de la pollution par les PFAS dans les eaux souterraines.

Rhénanie-Palatinat – Création d'une plateforme d'information centrale sur les PFAS

Début 2026, une plateforme d'information centrale et interdisciplinaire sur les PFAS sera mise en ligne sur le site Internet de l'Office régional de l'environnement de Rhénanie-Palatinat. Outre une rubrique FAQ, une couche cartographique interactive fournira des données sur les PFAS dans le sol, les eaux souterraines, les eaux de surface et les eaux usées. Ce site Internet a pour objectif de regrouper les données et les informations déjà accessibles au public sur les PFAS en Rhénanie-Palatinat ainsi que de faciliter l'accès à l'information pour le grand public.

8.3.2.

Spezifische Maßnahmen auf lokaler/regionaler Ebene

Da PFAS erst seit Kurzem als „Ewigkeitschemikalien" eingestuft wurden, gibt es derzeit auf lokaler und regionaler Ebene nur wenige geeignete Maßnahmen zur Reduzierung der PFAS, wie die Schließung von Trinkwasserbrunnen, die Einführung kostspieliger Aufbereitungsverfahren oder die Errichtung neuer Förderbrunnen. Sie sind jedoch nicht dauerhaft tragfähig und lösen das Problem nicht an der Eintragsquelle.

Baden-Württemberg – Stofftransportmodell zur Analyse und Prognose der PFAS-Belastung im Raum Rastatt und Baden-Baden, regionale Überwachung in sensiblen Gebieten und in regelmäßigen Abständen im gesamten Bundesland

In Baden-Württemberg stellt die Belastung des Grundwassers mit PFAS insbesondere im Raum Mittelbaden eine große Herausforderung dar. Hier führte die Verwendung von Komposten, welche vermutlich mit PFAS-haltigen Papierschlämmen vermischt waren, zu einer Belastung vieler Ackerflächen mit negativen Auswirkungen auf das Grundwasser. Um Planungen von Sanierungs- und Schutzmaßnahmen zu ermöglichen, wurde von der LUBW ein Stofftransportmodell entwickelt, das die zeitliche Entwicklung der Ausbreitung der PFAS-Fahne in den betroffenen Grundwasseraquiferen simuliert. Die beim Regierungspräsidium Karlsruhe eingerichtete PFAS-Stabsstelle ist die maßgebliche Koordinierungsstelle für Fachministerien, zuständige Verwaltungsbehörden und Bürger. Diese unterstützt insbesondere die Durchführung PFAS-reduzierender Maßnahmen wie die Sanierung belasteter Böden, die Erforschung des PFAS-Abbaus im Boden und in Kläranlagen sowie die Entwicklung von Strategien zur langfristigen Sicherung der Trinkwasserversorgung. Detailliertere Beschreibungen von Maßnahmen und Vorhaben finden sich auf der Webseite des Regierungspräsidiums Karlsruhe: rpk.baden-wuerttemberg.de

Diese Kombination aus Modellierung, Monitoring und konkreten Maßnahmen schafft Transparenz und bildet die Grundlage für eine schrittweise Reduktion der PFAS-Belastung im Grundwasser.

Rheinland-Pfalz – Einrichtung einer zentralen Informationsplattform für PFAS

Anfang 2026 wird auf der Internetseite des Landesamtes für Umwelt Rheinland-Pfalz eine zentrale und Umweltkompartimente übergreifende Informationsplattform für PFAS freigeschaltet. Neben einem FAQ-Teil soll ein interaktiver Kartenlayer Daten zu PFAS in Boden, Grundwasser, Oberflächengewässer und Abwasser bereitstellen. Mit der Internetseite sollen bereits öffentlich zugängliche Daten und Informationen zu PFAS in Rheinland-Pfalz gebündelt und die Informationsgewinnung für die Öffentlichkeit vereinfacht werden.

8.3.3.

Proposition de mesures complémentaires

Limiter l'usage des PFAS

Étant extrêmement persistants, les PFAS ne cessent de s'accumuler au cours du temps dans l'environnement. La principale mesure à mettre en place pour limiter la pollution aux PFAS est de limiter au maximum leur usage (restriction, interdiction, arrêt de l'import et production).

Il faut également éviter de promouvoir la substitution par d'autres molécules aux effets toxicologiques inconnus, cela pouvant emmener à simplement décaler le problème.

Améliorer les connaissances sur les PFAS

De plus, les connaissances sur les PFAS se doivent d'évoluer, afin de mieux les identifier et quantifier, de mieux connaître leur toxicité et de fixer des valeurs seuils adaptées.

D'une manière générale, la surveillance dans les eaux souterraines devrait être étendue, et sans se limiter aux PFAS réglementaires. Le TFA devrait par exemple être recherché en routine. De plus, pour ce dernier, il est important d'améliorer les connaissances sur son origine dans les eaux (dégradation de pesticides fluorés, dépôts atmosphériques de gaz fluorés, etc.).

Pour améliorer la surveillance, il est également pertinent de développer des méthodes analytiques globales comme l'AOF ou TOP assay. Ces méthodes sont des leviers pour avoir une vision plus poussée sur les milliers de PFAS qui existent, et pour ne pas être limité à une liste de substances.

Les analyses non ciblées présentent également une plus-value significative pour la famille des PFAS, et d'une manière générale, pour une surveillance des eaux souterraines durable et adaptée.

8.3.3.

Vorschlag für ergänzende Maßnahmen

Beschränkung der Verwendung von PFAS

PFAS sind sehr persistent und reichern sich mit der Zeit in der Umwelt immer weiter an. Daher besteht die wichtigste Maßnahme zur Begrenzung der PFAS-Belastungen darin, die Verwendung dieser Substanzen weitestmöglich einzuschränken (Beschränkung, Verbot, Einfuhr- und Produktionsstopp).

Ferner muss der Ersatz durch andere Moleküle mit unbekannten toxikologischen Auswirkungen vermieden werden, weil sich das Problem dadurch lediglich verlagern könnte.

Verbesserung des Wissens über PFAS

Darüber hinaus muss die PFAS-Stoffgruppe weiter erforscht werden, um weitere relevante Einzelstoffe besser identifizieren und quantifizieren zu können, mehr über ihre Toxizität zu erfahren und bei Bedarf geeignete Schwellenwerte festzulegen.

Generell sollte die PFAS-Überwachung im Grundwasser ausgeweitet werden und sich nicht auf die PFAS beschränken, deren Überwachung verpflichtend ist. Beispielsweise sollte TFA flächendeckend und systematisch überwacht werden. Auch muss das Wissen über die Herkunft dieses Stoffes im Wasser (Abbau von fluorierten Pflanzenschutzmitteln, atmosphärische Deposition von fluorierten Gasen usw.) vertieft werden.

Zur Verbesserung der Überwachung ist es darüber hinaus sinnvoll, globale Analysemethoden wie AOF oder TOP-Assay zu entwickeln. Diese Methoden gestatten es, einen umfassenden Überblick über die mehrere Tausend existierenden PFAS zu gewinnen und sich nicht auf eine Liste von Substanzen zu beschränken.

Auch Non–Taget-Analysen (NTS) stellen für die Gruppe der PFAS, sowie generell für ein zukunftsfähiges und adaptives Grundwassermonitoring, einen erheblichen Mehrwert dar.

8.4.

Substances des eaux usées

8.4.1.

Stratégies politiques européennes et nationales

Cadre général

Depuis 1991, la Directive relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (91/271/CEE) fixe les obligations de collecte, de traitement et de rejet des eaux usées urbaines pour toute agglomération produisant un volume d'eaux usées supérieur à 2 000 équivalent-habitants pour tous les pays européens. Ce cadre réglementaire porte surtout sur la pollution inorganique et les nutriments (azote, phosphore, etc.). Elle ne permet pas d'abattre le large panel de micro-polluants domestiques, urbains et industriels présents au sein des eaux usées.

Concernant les substances pharmaceutiques, la stratégie européenne sur les produits pharmaceutiques dans l'environnement (COM (2019/128)) adoptée en 2019, vise à réduire la présence de résidus médicamenteux dans l'ensemble des milieux aquatiques. Grâce à la création de groupes de travail dédiés et la promotion de la surveillance des rejets à la source, elle a notamment abouti à la révision de la DERU en 2024. Cette dernière s'inscrit également dans le cadre du Plan d'action « Vers une pollution zéro dans l'air, l'eau et les sols » du Pacte vert pour l'Europe.

La DERU révisée prévoit un renforcement des exigences applicables aux États membres, notamment avec :

— l'abaissement du seuil des installations concernées à 1 000 équivalent-habitants ;
— une meilleure élimination des nutriments lors du traitement tertiaire et la mise en place d'un traitement quaternaire destiné à éliminer les micropolluants pour certaines STEU d'ici fin 2045 ;
— une surveillance accrue de la qualité chimique des rejets.

Le principe de pollueur-payeur est un élément central de cette nouvelle directive et son application permettra le financement des nouveaux traitements par notamment, les producteurs de médicaments et de cosmétiques.

La DERU révisée devra être transposée en droit national en France et en Allemagne.

Jusqu'à présent, la mise en place d'une quatrième étape de traitement se fait à l'échelon des Länder en Allemagne. En France, à ce jour, il n'y a pas encore de mesure à ce sujet.

8.4.

Spurenstoffe im Abwasser

8.4.1.

Europäische und nationale Strategien

Allgemeiner Rechtsrahmen

Die EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) regelt seit 1991 die Sammlung, Behandlung und Einleitung von kommunalem Abwasser für Gemeinden mit einem Abwasseraufkommen von mehr als 2.000 Einwohnerwerten. Diese Vorschriften betreffen vor allem anorganische Schadstoffe und Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor usw.). Vorgaben zur Reduktion der zahlreichen in häuslichen, städtischen und industriellen Abwässern enthaltenen Spurenstoffe enthalten sie nicht.

Bei pharmazeutischen Substanzen zielt der 2019 verabschiedete „Strategische Ansatz der Europäischen Union für Arzneimittel in der Umwelt" (COM [2019/128]) darauf ab, die Verunreinigung von Gewässern mit Arzneimittelrückständen zu verringern. Dank der Einrichtung spezieller Arbeitsgruppen und der Förderung der Überwachung von Einleitungen an der Quelle mündete diese Strategie insbesondere in die Überarbeitung der Kommunalabwasserrichtlinie (KARL) im Jahr 2024 als Teil des Aktionsplans „Schadstofffreiheit von Luft, Wasser und Boden" im Rahmen des Grünen Deals für Europa.

Die novellierte KARL sieht eine Verschärfung der Anforderungen an die Mitgliedstaaten vor, insbesondere durch:

— Senkung der Schwelle für betroffene Anlagen auf 1.000 Einwohnerwerte
— bessere Entfernung von Nährstoffen bei der dritten Behandlungsstufe und Einführung einer vierten Behandlungsstufe zur Entfernung von Spurenstoffen für bestimmte Kläranlagen bis 2045
— verstärkte Überwachung der chemischen Beschaffenheit der Einleitungen.

Ein zentraler Bestandteil dieser neuen Richtlinie ist das Verursacherprinzip, seine Anwendung wird die Finanzierung neuer Behandlungsverfahren insbesondere durch die Pharma- und Kosmetikindustrie ermöglichen.

Die überarbeitete KARL muss in Frankreich und Deutschland in nationales Recht umgesetzt werden.

In Deutschland erfolgt die Einführung der vierten Reinigungsstufe bislang auf Ebene der Bundesländer, in Frankreich gibt es derzeit noch keine diesbezüglichen Maßnahmen.

Spécificités par pays

Suisse – quatrième étape de traitement

En Suisse, une nouvelle loi sur la protection des eaux est entrée en vigueur début 2016. Elle impose une quatrième étape de traitement aux grandes STEU desservant plus de 80000 équivalent-habitants ainsi qu'aux installations situées à proximité de cours d'eau particulièrement pollués. Cette mesure vise à renforcer la protection des eaux et des ressources en eau potable. Au total, cela concerne une centaine des quelque 700 STEU suisses qui ont été ou seront équipées de cette étape de traitement supplémentaire dans les vingt prochaines années.

On utilise pour cela soit le procédé au charbon actif, soit l'ozonation, soit une combinaison des deux technologies. Les deux procédés sont bien adaptés à l'élimination des micropolluants. Cependant, alors que l'utilisation du charbon actif ne génère pas de sous-produits problématiques, l'ozonation peut former des produits de réaction toxiques. Ce procédé nécessite donc une surveillance continue et, le cas échéant, un ajustement du dosage d'ozone.

Les STEU contrôlent, au moyen de mesures régulières de douze substances dites indicatrices, si l'effet d'épuration de 80 % exigé par la loi est atteint. Après huit ans de contrôle, il apparaît que tant le concept que le choix de ces substances indicatrices ont fait leurs preuves dans la pratique. Ces substances sont généralement présentes dans les eaux usées domestiques dans toute la Suisse et peuvent être mesurées de manière fiable à l'aide des méthodes LC-MS établies et standardisées.

Le respect ou la preuve de la performance de traitement par temps de pluie reste toutefois un défi. Dans ce domaine, des études supplémentaires et, le cas échéant, des ajustements sont nécessaires.

France – Action RSDE

Depuis 2010, l'action de recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans les eaux (RSDE) est appliquée sur les rejets de stations de traitement des eaux usées de grande capacité. Des campagnes de mesure nationales ont eu lieu en 2010, 2018 et en 2022, visant à identifier les micropolluants et quantifier leur flux dans les eaux d'entrée et de sortie de STEU afin de développer des stratégies de réduction à la source. Ces données permettent d'identifier certaines substances préoccupantes et d'orienter les plans d'actions locaux de prévention. Les listes obligatoires de micropolluants analysés en RSDE comptent principalement des pesticides, des métaux, des phénols, des HAP-BTEX, des PCB et des COHV. L'arrêté ministériel du 03/09/2025 fixe une liste de PFAS à suivre obligatoirement. Les substances pharmaceutiques, qui sont fortement retrouvées en sortie de STEU, ne sont pas encore obligatoirement suivies.

Länderspezifische Besonderheiten

Schweiz – vierte Reinigungsstufe in Kläranlagen

In der Schweiz ist Anfang 2016 ein neues Gewässerschutzgesetz in Kraft getreten, das für große Kläranlagen mit mehr als 80.000 Einwohnerwerten sowie für Anlagen an besonders belasteten Gewässern eine vierte Reinigungsstufe vorschreibt. Diese Maßnahme soll den Schutz der Gewässer und der Trinkwasserressourcen stärken. Insgesamt betrifft dies rund 100 der etwa 700 Schweizer Kläranlagen, die innerhalb von zwanzig Jahren mit dieser zusätzlichen Reinigungsstufe ausgerüstet wurden oder noch ausgerüstet werden.

Zum Einsatz kommen dabei entweder das Aktivkohleverfahren, die Ozonung oder eine Kombination beider Technologien. Beide Verfahren eignen sich gut zur Entfernung von Mikroverunreinigungen. Während jedoch beim Aktivkohleeinsatz keine problematischen Nebenprodukte entstehen, kann die Ozonung toxische Reaktionsprodukte bilden. Daher ist bei diesem Verfahren eine kontinuierliche Überwachung und gegebenenfalls Anpassung der Ozon-Dosierung notwendig.

Die Abwasserreinigungsanlagen kontrollieren mittels regelmäßiger Messungen von zwölf sogenannten Leitsubstanzen, ob der gesetzlich geforderte Reinigungseffekt von 80 % erreicht wird. Nach acht Jahren Überprüfung zeigt sich, dass sich sowohl das Konzept als auch die Auswahl dieser Leitsubstanzen in der Praxis bewährt haben. Die Substanzen kommen schweizweit typischerweise im häuslichen Abwasser vor und lassen sich mit etablierten, standardisierten LC-MS-Methoden zuverlässig messen.

Herausfordernd bleibt die Einhaltung bzw. der Nachweis der Reinigungsleistung bei Regenwetter. In diesem Bereich sind weitere Untersuchungen und gegebenenfalls Anpassungen erforderlich.

Frankreich – Maßnahmenplan RSDE

Seit 2010 kommt bei Kläranlagen mit großer Kapazität der Maßnahmenplan zur Untersuchung und Reduzierung der Einleitung von Schadstoffen in Gewässer (RSDE) zur Anwendung. Bei nationalen Messkampagnen in den Jahren 2010, 2018 und 2022 wurden die Spurenstoffe identifiziert und ihre Mengen in den Zu- und Abflüssen von Kläranlagen quantifiziert, um daraus Strategien zur Reduzierung an der Quelle abzuleiten. Anhand dieser Daten können bestimmte bedenkliche Stoffe ermittelt und lokale Präventionsmaßnahmen geplant werden. Die gemäß RSDE zwingend zu überwachenden Spurenstoffe sind in der Hauptsache Pflanzenschutzmittel, Metalle, Phenole, PAK-BTEX, PCB und LHKW. Der Ministerialerlass vom 03.09.2025 verpflichtet zur Überwachung einer Reihe von PFAS. Dagegen ist die Überwachung von pharmazeutischen Substanzen, die in Kläranlageneinleitungen in hohem Maße nachweisbar sind, noch nicht verpflichtend.

8.4.2.

Mesures spécifiques à l'échelle régionale

Bade-Wurtemberg et Hesse – Extension des stations de traitement des eaux usées : quatrième étape de traitement dans certaines STEU du Bade-Wurtemberg et de la Hesse

En Hesse, la quatrième étape de traitement est utilisée, uniquement dans certaines STEU pour le moment, afin d'éliminer de manière ciblée les micropolluants tels que les médicaments, les cosmétiques et les produits chimiques industriels. L'élimination ciblée des micropolluants complète le traitement classique des eaux usées et réduit de manière avérée la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines. Cette mesure contribue ainsi à garantir la qualité de l'eau potable et sert de modèle pour la mise en œuvre d'autres mesures de protection contre les micropolluants.

Dans le Bade-Wurtemberg également, la pollution des eaux par les micropolluants présents dans les eaux usées est depuis des années un thème environnemental central. Afin de réduire efficacement ces substances, l'introduction d'un quatrième niveau de traitement a été lancée dès 2012 sur une base volontaire dans certaines STEU. Cette étape supplémentaire complète les trois étapes classiques de traitement et permet, grâce à des procédés tels que la filtration au charbon actif ou l'ozonation, d'éliminer plus efficacement les micropolluants tels que les résidus de médicaments, les pesticides ou les produits chimiques ménagers.

Le centre de compétence sur les micropolluants du Bade-Wurtemberg (KomS) joue un rôle clé dans la réduction des micropolluants. Il apporte son soutien technique et organisationnel aux communes et aux exploitants de STEU dans le traitement des micropolluants. Ses missions comprennent le conseil en matière de planification et d'exploitation de la quatrième étape de traitement, la coordination de projets de recherche, la transmission de connaissances ainsi que la réalisation d'études et de guides sur le traitement des micropolluants.

Le KomS accompagne les stations de traitement des eaux usées avec ou sans quatrième étape de traitement. Les installations dotées de cette étape supplémentaire bénéficient d'une aide pour l'optimisation des procédés et la surveillance des performances d'épuration. Les installations sans quatrième étape bénéficient de recommandations sur les mesures opérationnelles, telles que l'amélioration des procédés existants, la réduction des apports grâce à des campagnes de sensibilisation ou à des coopérations avec les hôpitaux et les pharmacies.

Les mesures effectuées dans les STEU dotées d'un quatrième niveau de traitement démontrent la réduction des micropolluants dans les eaux usées traitées. Le Bade-Wurtemberg a ainsi anticipé très tôt les nouvelles réglementations de l'Union européenne qui prévoient à l'avenir la mise en place progressive d'un quatrième niveau de traitement à l'échelle européenne afin de réduire durablement la pollution par les micropolluants. 33 STEU disposent déjà d'un quatrième

8.4.2.

Spezifische Maßnahmen auf lokaler/regionaler Ebene

Baden-Württemberg & Hessen – Ausbau von Kläranlagen: Vierte Reinigungsstufe in ausgewählten Kläranlagen in BW und HE

In Hessen wird die vierte Reinigungsstufe derzeit in ausgewählten Kläranlagen eingesetzt, um Spurenstoffe wie Arzneimittel, Kosmetika und Industriechemikalien gezielt zu entfernen. Die gezielte Spurenstoffelimination ergänzt die herkömmliche Abwasserreinigung und reduziert die Belastung von Oberflächengewässern und Grundwasser nachweislich. Damit unterstützt die Maßnahme die Sicherung der Trinkwasserqualität und dient als Modell für die Umsetzung weiterer Spurenstoffschutzmaßnahmen.

Auch in Baden-Württemberg ist die Belastung von Gewässern durch Spurenstoffe im Abwasser seit Jahren ein zentrales Umweltthema. Um diese Stoffe wirksam zu reduzieren, wurde bereits seit 2012 auf freiwilliger Basis die Einführung einer vierten Reinigungsstufe in ausgewählten Kläranlagen begonnen. Diese zusätzliche Stufe ergänzt die klassischen drei Reinigungsstufen und ermöglicht durch Verfahren wie Aktivkohlefiltration oder Ozonung eine effizientere Entfernung von Spurenstoffen wie Arzneimittelrückständen, Pestiziden oder Haushaltschemikalien.

Eine Schlüsselrolle zur Spurenstoffreduktion übernimmt das Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS). Es unterstützt Kommunen und Betreiber von Kläranlagen fachlich und organisatorisch beim Umgang mit Spurenstoffen. Zu seinen Aufgaben gehören die Beratung bei Planung und Betrieb der vierten Reinigungsstufe, die Koordination von Untersuchungsprojekten, die Wissensvermittlung sowie die Erstellung von Studien und Leitfäden für den Umgang mit Spurenstoffen.

Das KomS begleitet Kläranlagen sowohl mit als auch ohne vierte Reinigungsstufe. Anlagen mit der zusätzlichen Stufe erhalten Hilfestellung bei der Optimierung der Verfahren und beim Monitoring der Reinigungsleistung. Anlagen ohne vierte Stufe profitieren von Empfehlungen zu betrieblichen Maßnahmen, wie der Verbesserung bestehender Verfahren, der Reduktion von Einträgen durch Öffentlichkeitsarbeit oder Kooperationen mit Krankenhäusern und Apotheken.

Messungen in Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe demonstrieren die effektive Reduktion von Spurenstoffen in gereinigtem Abwasser. Baden-Württemberg kam so bereits frühzeitig neuen Regelungen der Europäischen Union zuvor, die zukünftig europaweit die schrittweise Nachrüstung einer vierten Reinigungsstufe vorsehen, um die Spurenstoffbelastung nachhaltig zu verringern. 33 Kläranlagen besitzen bereits eine vierte Reinigungsstufe, 28 weitere Anlagen befinden sich in der Umbau- oder Planphase.

Detailliertere Informationen zur vierten Reinigungsstufe von Kläranlagen in Baden-Württemberg finden sich auf der

niveau de traitement, 28 autres sont en cours de transformation ou en phase de planification.

Des informations plus détaillées sur le quatrième niveau de traitement des STEU dans le Bade-Wurtemberg sont disponibles sur le site Internet du ministère de l'Environnement, du Climat et de l'Énergie du Bade-Wurtemberg : um.baden-wuerttemberg.de

Rhénanie-Palatinat – Création du centre de conseil sur les eaux usées

Le centre de conseil sur les eaux usées de Rhénanie-Palatinat est le fruit d'une coopération entre l'université technique de Kaiserslautern-Landau en Rhénanie-Palatinat et le ministère de la Protection climatique, de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mobilité. Le centre de conseil sert de plateforme pour le transfert de connaissances et de technologies, de point de contact et d'interlocuteur pour les questions technologiques et l'échange d'expériences sur le thème des eaux usées en Rhénanie-Palatinat.

Son travail se concentre actuellement sur la réduction ou l'élimination des micropolluants dans les eaux usées. Les exploitants de STEU peuvent ainsi bénéficier de conseils sur la mise en place d'une quatrième étape de traitement. Conformément à la directive européenne révisée sur les eaux urbaines résiduaires, une quatrième étape de traitement est prévue pour 65 des 660 STEU de Rhénanie-Palatinat.

La principale STEU de Mayence est la première station à mettre en place une quatrième étape de traitement. Elle sera mise en service à partir de 2027, et fonctionnera à l'aide d'ozonisation et de filtres à charbon actif.

Strasbourg – Projet LUMIEAU-Stra

Le projet LUMIEAU-Stra (LUtte contre les MIcropolluants dans les EAux Urbaines à Strasbourg) est une démarche territoriale de réduction des micropolluants rejetés dans le réseau d'assainissement, mise en place par l'Eurométropole de Strasbourg entre 2015 et 2020. Elle cherche à répondre aux objectifs du plan national micropolluants de 2016.

Cette démarche vise à réaliser des diagnostics pour mieux identifier les sources de micropolluants dans la métropole, puis à prévenir les acteurs et à les accompagner vers des changements de pratique.

Si elle touchait principalement les industriels et les artisans par les produits utilisés dans leur travail, les particuliers ont aussi été sensibilisés avec des campagnes d'informations sur les écogestes à mettre en place chez eux, comme passer au ménage naturel par exemple. Aussi, des expérimentations sur la gestion des eaux pluviales ont été réalisées, notamment à travers des dispositifs végétalisés capables de capter certains contaminants.

Des guides méthodologiques et des recommandations sont disponibles afin que cette démarche puisse être facilement reproductible au sein d'autres agglomérations.

Des informations plus détaillées sont disponibles sur le site Internet de l'Eurométropole de Strasbourg : www.strasbourg.eu

Webseite des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg: um.baden-wuerttemberg.de

Rheinland-Pfalz – Einrichtung der Beratungsstelle Abwasser

Die Beratungsstelle Abwasser Rheinland-Pfalz ist eine Kooperation der Rheinland-Pfälzischen Technischen Universität Kaiserslautern-Landau mit dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie und Mobilität. Die Beratungsstelle dient als Plattform zum Wissens- und Technologietransfer, als Anlaufstelle und Ansprechpartner zu technologischen Fragestellungen und zum Erfahrungsaustausch rund um das Thema Abwasser in Rheinland-Pfalz.

Der aktuelle Arbeitsschwerpunkt ist die Reduktion bzw. Elimination von Spurenstoffen im Abwasser. So können sich Kläranlagenbetreiber hinsichtlich der Einrichtung einer vierten Reinigungsstufe beraten lassen. Entsprechend der novellierten Kommunalabwasserrichtlinie der EU ist für 65 der 660 rheinland-pfälzischen Kläranlagen eine vierte Reinigungsstufe vorgesehen.

Die größte kommunale Kläranlage in Mainz ist die erste Kläranlage, die eine vierte Reinigungsstufe baut. Ab 2027 wird diese in Betrieb gehen und dann mittels Ozonierung und Aktivkohlefilter arbeiten.

Straßburg – Projekt LUMIEAU-Stra

Das Projekt LUMIEAU-Stra, eine regionale Initiative zur Reduktion von Spurenstoffen, die in die Abwasserkanalisation gelangen, wurde von der Eurometropole Straßburg zwischen 2015 und 2020 zur Erreichung der Ziele des nationalen Spurenstoffplans von 2016 durchgeführt.

Die Initiative zielte insbesondere darauf ab, die Quellen von Spurenstoffen in der Eurometropole besser zu identifizieren, die Akteure zu informieren und sie bei der Umstellung ihrer Praktiken zu begleiten.

Davon betroffen waren in erster Linie Industrieunternehmen sowie Handwerker aufgrund der von ihnen verwendeten Produkte. Bei Informationskampagnen wurden aber auch Privatpersonen für umweltbewusstes Verhalten im häuslichen Umfeld sensibilisiert, beispielsweise durch die Umstellung auf natürliche Reinigungsmittel. Außerdem wurden Versuche zum Regenwassermanagement durchgeführt, insbesondere durch begrünte Flächen und Anlagen, die Spurenstoffe zurückhalten können.

Um dieses Herangehen für andere Ballungsräume leicht reproduzierbar zu machen, stehen Leitfäden und Empfehlungen zur Verfügung.

Weiterführende Informationen finden Sie auf der Website der Eurometropole Straßburg: www.strasbourg.eu

8.4.3.

Proposition de mesures complémentaires

Favoriser l'élimination des substances problématiques à la source

De manière générale, la réduction des substances problématiques à la source constitue une priorité, dans la mesure où certaines d'entre elles ne sont pas efficacement éliminées, y compris après la mise en œuvre d'une quatrième étape spécifique de traitement. Par ailleurs, les fuites de réseaux d'assainissement ou les dysfonctionnements des stations de traitement des eaux usées, tels que les épisodes de by-pass, peuvent entraîner le rejet direct de ces substances dans les cours d'eau, sans traitement préalable.

Poursuivre la réduction des fuites et des rejets d'eaux usées non traitées

L'élimination précoce et systématique des fuites dans les égouts contribue de manière significative à minimiser les rejets de micropolluants dans les eaux souterraines. Les mesures mises en œuvre jusqu'à présent à l'échelle supra-régionale et nationale portent leurs fruits. Néanmoins, d'un point de vue technique, il existe encore un potentiel d'amélioration, notamment grâce à l'accélération des travaux de rénovation et à l'intensification des contrôles des canalisations anciennes. L'objectif est de réduire systématiquement les sources de pollution diffuses et de garantir la qualité de l'eau à long terme.

Les fuites ne sont toutefois pas les seules sources possibles de rejets d'eaux usées non traitées dans l'environnement. Les plus gros impacts constatés en France par exemple sont issus des rejets par temps de pluie : déversements importants des déversoirs d'orage situés sur le réseau d'assainissement, au-delà des dérogations réglementaires tolérées. La réduction de ces rejets constitue également un levier sur lequel il faut continuer d'agir.

Définition de valeurs seuils pour les micropolluants dans l'eau d'irrigation

Si l'eau d'irrigation est prélevée directement dans des eaux de surface influencées par des STEU, ou dans des puits en contact hydraulique direct avec des cours d'eau influencés par des STEU, il existe un risque que des micropolluants soient dispersés sur une grande surface par l'irrigation. En fonction des propriétés du sol, du niveau de la nappe phréatique et de la végétation, les micropolluants peuvent alors être transférés vers d'autres compartiments environnementaux.

La fixation de valeurs seuils pour les micropolluants dans l'eau d'irrigation permettrait de lutter contre cette problématique.

8.4.3.

Vorschlag für ergänzende Maßnahmen

Förderung der Beseitigung von problematischen Stoffen an der Quelle

Generell hat die Reduktion von Spurenstoffen an der Quelle Priorität, da einige dieser Substanzen trotz Einführung der vierten Reinigungsstufe nicht wirksam beseitigt werden können. Darüber hinaus können undichte Abwasserkanäle oder Betriebsstörungen in Kläranlagen, wie z. B. Überlaufereignisse, dazu führen, dass diese Stoffe ohne vorherige Behandlung direkt in Fließgewässer gelangen.

Fortführen der Beseitigung von Leckagen und Vermeidung der Einleitung nicht geklärter Abwässer

Die frühzeitige und systematische Beseitigung von Leckagen in Abwasserkanälen trägt wesentlich dazu bei, Einträge von Spurenstoffen in das Grundwasser zu minimieren. Die bisher auf überregionaler und nationaler Ebene umgesetzten Maßnahmen zeigen Wirkung. Dennoch besteht aus fachlicher Sicht weiterhin Potenzial, insbesondere durch beschleunigte Sanierungen sowie intensivierte Kontrolle älterer Kanäle. Ziel ist es, diffusive Eintragsquellen systematisch weiter zu reduzieren und die Wasserqualität langfristig zu sichern.

Leckagen sind jedoch nicht die einzigen möglichen Ursachen für die Einleitung von ungeklärtem Abwasser in die Umwelt. Die größten Auswirkungen wurden in Frankreich, beispielsweise bei Regenwetter, festgestellt, wenn erhebliche Mengen Abwasser aus Regenüberläufen eingeleitet und die zulässigen Ausnahmeregelungen überschritten werden. Daher ist die Reduktion solcher Einleitungen ebenfalls eine Maßnahme, die es weiter voranzutreiben gilt.

Festlegen von Schwellenwerten für Spurenstoffe im Beregnungswasser

Wird Beregnungswasser direkt aus Oberflächengewässern mit Kläranlageneinleitungen oder aus Brunnen gefördert, die in hydraulischem Kontakt zu Fließgewässern mit Kläranlageneinleitungen stehen, besteht die Gefahr, dass Spurenstoffe über die Beregnung auf einer großen Fläche verteilt werden. In Abhängigkeit von Bodeneigenschaften, Grundwasserstand und Pflanzenbewuchs können dann Spurenstoffe in andere Umweltkompartimente verlagert werden.

Die Festlegung von Schwellenwerten für Spurenstoffe im Beregnungswasser wäre ein Beitrag zur Reduktion dieser Einträge.

Mieux intégrer les rejets de STEU et les risques de contamination associés dans la protection des captages d'eau potable

Les résultats de l'axe 2 du projet ERMES-ii-Rhin ont montré que les rejets d'eaux usées traitées peuvent constituer une source potentielle de micropolluants pour les milieux aquatiques récepteurs.

Dans les contextes hydrogéologiques caractérisés par de fortes interactions nappe/rivière, cas de la nappe alluviale rhénane, la gestion des rejets d'eaux usées traitées ne peut donc être appréhendée indépendamment de celle des ressources en eau. Dans la plaine du Rhin, le continuum STEU-rivière-nappe-captage d'eau potable est particulièrement marqué et peut s'apparenter à un modèle de pollution. Ainsi, de nombreux captages d'eau potable de la plaine du Rhin sont influencés par la qualité des rivières, qui contribuent à la recharge des ressources exploitées.

De plus, avec le changement climatique, la sévérité des étiages augmente, ce qui impacte les capacités de dilution et d'autoépuration des cours d'eau récepteurs. Pour certains cours d'eau du Fossé rhénan, les rejets d'eaux usées traitées constituent déjà la plus grosse partie du débit d'étiage.

Pour éviter ou réduire la contamination de la nappe rhénane en aval des rejets de STEU, la maîtrise des pollutions en micropolluants devrait aller plus loin que la mise en place d'actions à la source et l'amélioration de l'efficacité du traitement des eaux usées.

En ce sens, pour protéger la nappe phréatique rhénane et ses captages, il semble essentiel de renforcer la gestion des zones sensibles aux pollutions, en particulier en aval des rejets de STEU et dans les secteurs de recharge où les échanges nappe/rivière sont importants. Cela peut notamment impliquer de prendre en compte, comme le prévoit la réglementation française, les rejets de STEU dans l'analyse des risques pour les captages d'eau potable et de renforcer les valeurs seuils réglementaires concernant la qualité des eaux de rejets en amont d'une zone de captages.

Par ailleurs, la gestion hydrogéologique des nappes d'accompagnement doit si besoin être adaptée pour limiter les risques de transferts de polluants, de la rivière contaminée vers la nappe phréatique. Une adaptation des débits de pompages peut s'avérer pertinente pour limiter l'infiltration d'eau de rivière polluée.

Bessere Berücksichtigung von Kläranlageneinleitungen und der damit verbundenen Kontaminationsrisiken in Trinkwasserschutzgebieten

Die Ergebnisse von Schwerpunkt 2 des Projekts ERMES-ii-Rhein haben gezeigt, dass Kläranlageneinleitungen eine potenzielle Ursache für den Eintrag von Spurenstoffen in die Einleitegewässer darstellen.

Wenn es aufgrund der hydrogeologischen Gegebenheiten zu einer starken Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser kommt, wie im Fall des Porengrundwasserleiters im Oberrheingraben, kann die Einleitung von behandeltem Abwasser nicht unabhängig von der Gewässerbewirtschaftung betrachtet werden. Das Kontinuum Kläranlage-Fließgewässer-Grundwasser-Trinkwassergewinnung ist im Oberrheingraben besonders ausgeprägt und kann als Belastungsmodell angesehen werden. So werden zahlreiche Trinkwasserfassungen in dieser Region von der Qualität der Fließgewässer beeinflusst, da diese zur Neubildung der für die Trinkwassergewinnung genutzten Ressourcen beitragen.

In der Folge des Klimawandels nehmen Niedrigwasserereignisse und Trockenperioden zu. Das wirkt sich auf die Verdünnungs- und Selbstreinigungskapazitäten der Einleitegewässer aus. Bei einigen Flüssen am Oberrhein machen Kläranlageneinleitungen bereits den Großteil des Abflusses bei Niedrigwasser aus.

Um Verschmutzungen des Grundwassers stromabwärts von Kläranlageneinleitungen zu vermeiden oder zu verringern, sollte die Bekämpfung des Eintrags von Spurenstoffen über Maßnahmen an der Quelle und zur Verbesserung der Effizienz der Abwasserbehandlung hinausgehen.

Zum Schutz des Grundwassers und seiner Entnahmebrunnen erscheint daher eine entsprechende Bewirtschaftung der verschmutzungsgefährdeten Gebiete unerlässlich, insbesondere stromabwärts von Kläranlageneinleitungen und in Grundwasserneubildungsgebieten mit intensivem Austausch zwischen Fluss und Grundwasser. Dies kann insbesondere bedeuten, dass Kläranlageneinleitungen bei der Risikoanalyse für Trinkwasserfassungen ausdrücklich berücksichtigt und die gesetzlichen Qualitätswerte für Abwassereinleitungen oberhalb von Trinkwassereinzugsgebieten verschärft werden, wie dies die französischen Bestimmungen vorsehen.

Darüber hinaus muss auch die Bewirtschaftung der Entnahmebrunnen bzw. deren Anteile des Uferfiltrats gegebenenfalls angepasst werden, um das Risiko des Eintrags von Spurenstoffen aus verschmutzten Fließgewässern in das Grundwasser zu verringern. Eine geeignete Maßnahme zur Begrenzung der Infiltration von belastetem Oberflächenwasser kann die Anpassung der Pumpmengen sein.



9

Conclusion et perspectives

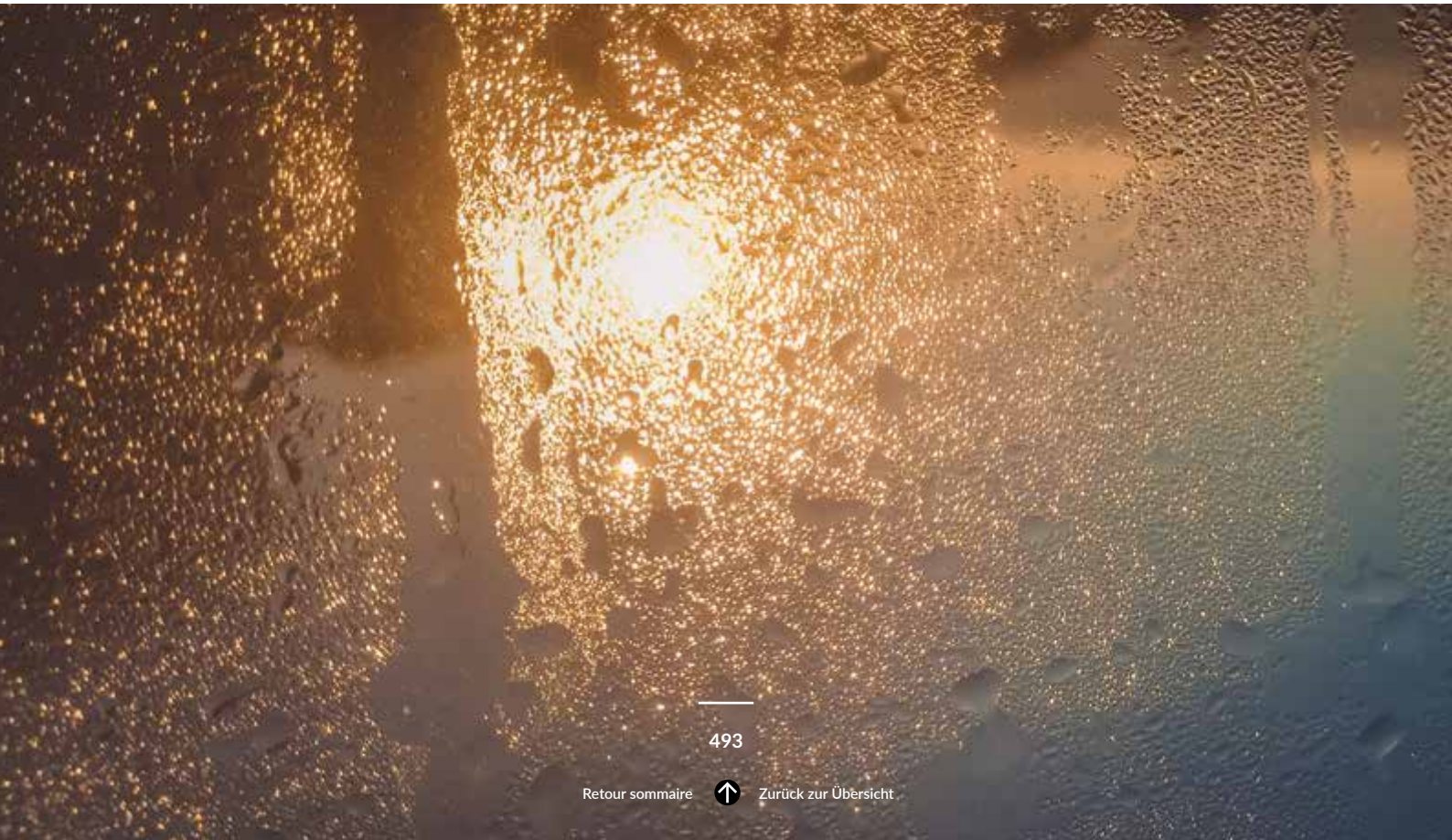
9.1. Résultats ERMES-ii-Rhin p. 495

9.2. Perspectives p. 500

Fazit und Ausblick

9.1. Ergebnisse von ERMES-ii-Rhein S. 495

9.2. Ausblick S. 500



9 Conclusion et perspectives

Le projet INTERREG VI ERMES-ii-Rhin 2022-2025 s'inscrit dans la chronologie des projets transfrontaliers d'étude de la qualité des eaux souterraines du Rhin supérieur, menés depuis plus de trente ans par les partenaires allemands, français et suisses. Il succède au projet ERMES-Rhin (2016-2018), dont il approfondit les travaux, notamment sur les micropolluants d'origine anthropique.

Le projet ERMES-ii-Rhin s'est articulé autour de deux axes :

— Le premier axe a permis d'établir un état des lieux transfrontalier de la qualité de la nappe rhénane, en se focalisant sur la présence de micropolluants, émergents et historiques, et en observant les évolutions depuis 2016. Au total, 181 substances (dont 144 micropolluants organiques) ont été recherchées au sein d'un réseau transfrontalier comptant 1 497 points de mesure ;

— Le second axe a porté sur des analyses menées à l'échelle de six tronçons de rivière, visant à approfondir les connaissances sur le transfert de micropolluants vers les eaux souterraines, en particulier depuis les cours d'eau influencés par les rejets de stations de traitements des eaux usées (STEU).

Ces deux axes, et plus particulièrement le second, se sont appuyés sur des méthodes de prélèvement et d'analyse innovantes, qui complètent les approches ciblées et permettent d'élargir l'éventail de substances détectées.

9 Fazit und Ausblick

Das INTERREG-VI-Projekt ERMES-ii-Rhein 2022–2025 reiht sich in die Tradition grenzüberschreitender Bestandsaufnahmen der Grundwasserqualität im Oberrheingraben ein, die seit über dreißig Jahren von deutschen, französischen und schweizerischen Partnern durchgeführt werden. Es knüpft an das Projekt ERMES-Rhein (2016–2018) an und vertieft dessen Untersuchungen, insbesondere im Hinblick auf die Belastung durch anthropogene Spurenstoffe.

Das Projekt ERMES-ii-Rhein gliederte sich in zwei Schwerpunkte:

— Im Rahmen des ersten Schwerpunkts wurde eine grenzüberschreitende Bestandsaufnahme der Qualität des Grundwassers im Oberrheingraben durchgeführt, wobei der Fokus auf neuartigen und bereits seit längerem untersuchten Spurenstoffen lag. Zusätzlich wurde die Entwicklung der Belastung seit 2016 betrachtet. Insgesamt wurden 181 Stoffe (darunter 144 organische Spurenstoffe) in einem grenzüberschreitenden Messnetz von 1.497 Messstellen untersucht.

— Im Rahmen des zweiten Schwerpunkts wurden Untersuchungen in sechs Flussabschnitten durchgeführt, um das Wissen über den Transfer von Spurenstoffen in das Grundwasser, insbesondere aus Fließgewässern, in die behandeltes Abwasser eingeleitet wird, zu vertiefen.

Durch die erstmalige Anwendung innovativer Probenahme- und Analysemethoden – insbesondere in Schwerpunkt 2 – sollte untersucht werden, inwieweit diese Verfahren die gezielten Analysen ergänzen und das nachweisbare Stoffspektrum erweitern.

9.1.

Résultats ERMES-ii-Rhin

Constat : les micropolluants recherchés contaminent largement la nappe du Rhin supérieur

Parmi les substances analysées, les micropolluants organiques d'origine anthropique apparaissent comme les contributeurs majoritaires à la contamination observée, se caractérisant par des fréquences de quantification et/ou des concentrations élevées.

Dans l'ensemble de la zone d'étude (axe 1), 131 des 144 micropolluants recherchés ont été détectés au moins une fois, avec au moins un micropolluant présent sur 96 % des points de mesure (Figure 9.1). En moyenne, 9 micropolluants différents ont été quantifiés simultanément par point de mesure.

En considérant les 111 micropolluants dotés d'une limite de qualité relative à l'eau potable, 53,7 % des points de mesure dépassent pour au moins un paramètre les critères communs de potabilité retenus pour le projet (cf. Annexe 3).

Les pesticides (40 substances actives et 30 métabolites recherchés) constituent la famille de paramètres dégradant le plus la qualité de la nappe rhénane (**Figure 9.1**). Contaminant près de 90 % des points de mesure, ils engendrent des dépassements des valeurs seuils transfrontalières sur 50 % des points. Les métabolites d'herbicides (chloridazone, atrazine, S-métolachlore) et de fongicides (tolylfluanide et chlorothalonil) impactent toujours fortement la qualité des eaux souterraines, alors qu'ils sont interdits d'usage (à l'exception du S-métolachlore encore autorisé au moment des campagnes de mesure). Des métabolites émergents récemment identifiés comme le chlorothalonil R47811 aggravent la pollution observée.

Depuis ERMES-Rhin 2016, les résultats indiquent une amélioration, avec une tendance à la baisse des dépassements des valeurs seuils (-4,1 %).

Les PFAS (23 substances recherchées hors TFA) sont fréquemment détectés dans les eaux souterraines, soit sur 69 % des points de mesure. Des dépassements de la valeur limite pour le paramètre « somme 20 PFAS » sont observés sur 9 % des points, dans des secteurs localisés, en lien avec des rejets industriels ou d'eaux usées urbaines, des épandages de boues résiduaires et des usages de mousses anti-incendie ; ces secteurs demeurent identiques à ceux identifiés en 2016.

Détecté sur 96 % des points de mesure, le TFA, « PFAS ultime », est omniprésent en nappe rhénane. Mesuré à des concentrations largement supérieures aux autres PFAS, il représente à lui seul 96 % de la somme totale des concentrations en PFAS recherchés. Son ubiquité suggère des sources d'émissions multiples. Sa présence a été corrélée aux zones

9.1.

Ergebnisse von ERMES-ii-Rhein

Feststellung: Die untersuchten Spurenstoffe belasten das Grundwasser des Oberrheingrabens in hohem Maße

Unter den analysierten Stoffen tragen organische Spurenstoffe anthropogenen Ursprungs am meisten zu der festgestellten Belastung des Grundwassers bei, was sich in hohen Nachweishäufigkeiten und/oder hohen Konzentrationen niederschlägt.

Im gesamten Untersuchungsgebiet (Schwerpunkt 1) wurden 131 der 144 untersuchten Spurenstoffe mindestens einmal nachgewiesen, wobei an 96 % der Messstellen mindestens ein Spurenstoff vorhanden war (**Abbildung 9.1**). **Im Durchschnitt wurden pro Messstelle 9 verschiedene Spurenstoffe gleichzeitig quantifiziert.**

Für 111 Spurenstoffe, die über einen Qualitätsgrenzwert für Trinkwasser verfügen, wurden die für das Projekt festgelegten gemeinsamen Trinkwasserkriterien an 53,7 % der Messstellen durch mindestens einen Parameter überschritten (**Anhang 3**).

Pflanzenschutzmittel (40 Wirkstoffe und 30 Metaboliten untersucht) bilden die Stoffgruppe, die die Grundwasserqualität im Oberrheingraben am stärksten beeinträchtigte (**Abbildung 9.1**). Sie kontaminierten fast 90 % der Messstellen und führten an 50 % der Messstellen zu Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte. Metaboliten von Herbiziden (Chloridazon, Atrazin, S-Metolachlor) und Fungiziden (Tolylfluanid und Chlorthalonil) beeinträchtigten die Grundwasserqualität nach wie vor stark, obwohl ihre Verwendung verboten ist (mit Ausnahme von S-Metolachlor, das zum Zeitpunkt der Messkampagnen noch zugelassen war). Vor Kurzem identifizierte neuartige Metaboliten wie Chlorthalonil R47811 verstärken die Belastung weiter.

Seit ERMES-Rhein 2016 sind die Überschreitungen der Schwellenwerte jedoch rückläufig (-4,1 %), was auf eine Verbesserung hindeutet.

PFAS (23 untersuchte Substanzen, TFA ausgenommen) wurden im Grundwasser häufig nachgewiesen, und zwar an 69 % der Messstellen. Für den Parameter „Summe PFAS-20" wurden Grenzwertüberschreitungen an ca. 9 % der Messstellen beobachtet. Überschreitungen konnten überwiegend lokalen Belastungsschwerpunkten zugeordnet werden und standen mit Industrie- und Kläranlageneinleitungen, der Ausbringung von Klärschlamm und dem Einsatz von Feuerlöschschäumen in Zusammenhang. Diese Gebiete überschneiden sich meist mit den nachgewiesenen Belastungen im Jahr 2016.

TFA, eine PFAS von schnell steigender Relevanz, wurde an 96 % der Messstellen nachgewiesen und ist im Grundwasser des Oberrheingrabens allgegenwärtig. Die gemessenen Konzentrationen lagen weit über denen anderer PFAS. Der Stoff machte alleingenommen 96 % der Gesamtsumme der

agricoles, suggérant que la dégradation de pesticides fluorés en TFA pourrait constituer une source potentielle.

Les substances considérées comme indicatrices d'eaux usées telles que les substances pharmaceutiques (28 substances médicamenteuses et produits de contraste recherchés) **et les édulcorants** (quatre paramètres recherchés) **sont fréquemment quantifiées dans la nappe rhénane,** soit respectivement sur 32 % et 50 % des points de mesure.

Les valeurs seuils sont dépassées sur 7 % des points pour les substances pharmaceutiques, alors que les concentrations mesurées pour les édulcorants sont négligeables par rapport aux doses alimentaires admissibles mais significatives pour des micropolluants.

Les secteurs géographiques les plus affectés par les contaminations correspondent à des zones d'interaction nappe/rivière, en aval des espaces urbains et des stations de traitement des eaux usées. Ces familles de composés constituent ainsi des traceurs d'eaux usées et des indicateurs indirects de la présence possible de nombreux autres micropolluants spécifiques des eaux usées, non recherchés dans cet état des lieux transfrontalier, voire inconnus de la littérature scientifique à ce jour.

Les autres micropolluants (HAM-HAP, COHV, EDTA, perchlorates, benzotriazoles), présentent des niveaux d'occurrences et/ou de concentrations faibles. Pour les COHV, les concentrations élevées sporadiquement observées concernent des pollutions locales. Pour l'EDTA et le benzotriazole, leur présence peut indiquer une influence de rejets d'eaux usées traitées ou non.

Concernant les micropolluants inorganiques (métaux), les dépassements de valeurs seuils transfrontalières sont largement induits par le fer et le manganèse. Ces éléments, présents naturellement dans l'aquifère, sont facilement éliminés de l'eau brute par des procédés de traitement peu complexes. Ils ne constituent pas une problématique sanitaire.

Outre les contaminations induites par les micropolluants, s'ajoute celle des nitrates qui contribue significativement au constat de pollution généralisée. Les concentrations mesurées dépassent la limite de potabilité sur 15 % des points de mesure (**Figure 9.1**), ce qui classe les nitrates au deuxième rang des paramètres (après les pesticides) dégradant le plus la qualité de la nappe rhénane.

En considérant les 122 paramètres (macro- et micropolluants compris) disposant d'une limite de qualité relative à l'eau potable, 58,7 % des points de mesure affichent un dépassement des critères communs de potabilité, pour au moins un paramètre.

À liste de paramètres (107 substances considérées) et points de mesure communs (1 258), la proportion de points dégradés montre une diminution depuis 2016, en lien notamment avec la baisse des concentrations en pesticides. Cette amélioration statistique doit néanmoins être in-

Konzentrationen aller untersuchten PFAS aus. Seine Ubiquität lässt auf vielfältige Emissionsquellen schließen. Sein Vorkommen wurde bereits mit landwirtschaftlichen Gebieten in Zusammenhang gebracht, was darauf hindeutet, dass der Abbau von fluorierten Pflanzenschutzmitteln zu TFA eine Quelle darstellen könnte.

Stoffe, die als Abwasserindikatoren gelten, wie pharmazeutische Substanzen (28 untersuchte pharmazeutische Wirkstoffe und Kontrastmittel) **und Süßstoffe** (vier untersuchte Parameter), wurden im Grundwasser häufig nachgewiesen, und zwar an 32 % bzw. 50 % der untersuchten Messstellen.

Für pharmazeutische Substanzen wurden die Schwellenwerte an 7 % der Messstellen überschritten, während die nachgewiesenen Konzentrationen für Süßstoffe gemessen an den zulässigen täglichen Aufnahmemengen gesundheitlich vernachlässigbar, für Spurenstoffe jedoch signifikant sind.

Die am stärksten von den Verunreinigungen betroffenen Gebiete entsprechen Bereichen mit möglicher Fluss-Grundwasser-Interaktion stromabwärts von städtischen Gebieten und Kläranlagen (KLA). Daher dienen diese Stoffgruppen als Abwassertracer und indirekte Indikatoren für das mögliche Vorhandensein zahlreicher anderer abwasserspezifischer Spurenstoffe, die in dieser grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme nicht untersucht wurden oder auch in der wissenschaftlichen Literatur noch nicht bekannt sind.

Die übrigen Spurenstoffe (MAK-PAK, LHKW, EDTA, Perchlorat, Benzotriazol) waren selten und/oder in geringen Konzentrationen nachweisbar. Bei den LHKW sind die vereinzelt beobachteten hohen Konzentrationen auf lokale Verschmutzungen zurückzuführen. Die Belastung mit EDTA und Benzotriazol kann auf die Einleitung von behandeltem oder unbehandeltem Abwasser hindeuten.

Bei den anorganischen Spurenstoffen (Metalle) waren Überschreitungen der grenzüberschreitenden Schwellenwerte weitestgehend auf Eisen und Mangan zurückzuführen. Diese Elemente, die auch natürlich im Grundwasser vorkommen, lassen sich durch wenig aufwändige Aufbereitungsverfahren leicht aus dem Rohwasser entfernen.

Neben den Spurenstoffen trägt auch die Belastung durch Nitrat erheblich zur festgestellten allgemeinen Verschmutzung bei. Die Konzentrationen überschritten an 15 % der Messstellen den Trinkwassergrenzwert (**Abbildung 9.1**), womit Nitratverbindungen (nach PSM) die Grundwasserqualität am zweitstärksten beeinträchtigen.

Für die 122 Parameter (einschließlich Makro- und Mikroschadstoffen), die über einen Qualitätsgrenzwert für Trinkwasser verfügen, wurden an 58,7 % der Messstellen Überschreitungen durch mindestens einen Parameter nachgewiesen.

Verglichen mit dem Vorgängerprojekt ERMES-Rhein ist der Anteil der grenzwertüberschreitenden Messstellen,

terprétée avec prudence, dans la mesure où de nouveaux composés, tels que le TFA ou le 6:2 FTSA par exemple, pourraient progressivement être intégrés à la surveillance réglementaire des EDCH.

bei gleicher Parameterliste (107 untersuchte Stoffe) und konsistentem Messnetz (1.258), seit 2016 rückläufig, was insbesondere auf den Rückgang der PSM-Konzentrationen zurückzuführen ist. Diese statistische Verbesserung ist jedoch mit Vorsicht zu interpretieren, da neue Verbindungen, wie beispielsweise TFA oder 6:2 FTSA, künftig möglicherweise in die verpflichtende Überwachung von Wasser für den menschlichen Gebrauch aufgenommen werden.

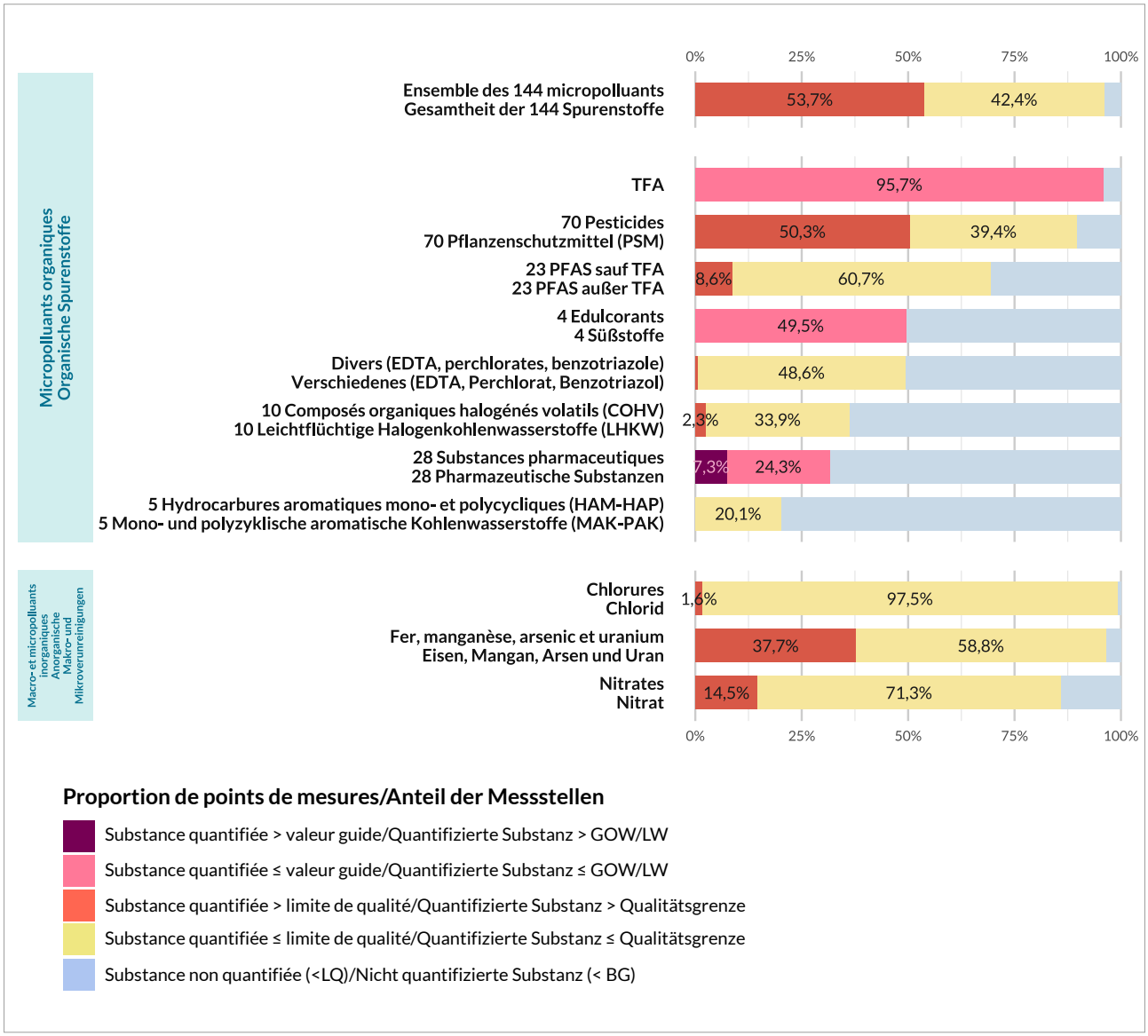


Figure 9.1 : Fréquence de quantification et de dépassement de la valeur seuil transfrontalière (limite de potabilité ou valeur guide/recommandation à orientation sanitaire) par substance ou famille de substances, pour les micropolluants organiques et les macro- et micropolluants inorganique

Abbildung 9.1: Bestimmungs- und Überschreitungshäufigkeit des grenzüberschreitenden Schwellenwerts (Trinkwassergrenzwert oder gesundheitlicher Orientierungswert/Leitwert) nach Stoff oder Stoffgruppe für organische Spurenstoffe sowie anorganische Makro- und Mikroschadstoffe

Caractérisation du transfert des micropolluants dans les eaux souterraines via les cours d'eau influencés par les rejets de STEU

Les eaux usées concentrent une multitude de micropolluants, issus de diverses sources (domestiques, industrielles, voire agricoles). Une fraction de ces derniers peut échapper aux traitements des STEU, et ainsi être transférée vers les cours d'eau via les effluents.

Dans le Rhin supérieur, les interactions entre la nappe et la rivière sont particulièrement marquées, si bien que la qualité des eaux souterraines dépend étroitement de celle des cours d'eau.

En 2016, le projet ERMES-Rhin avait mis en évidence, sur de vastes secteurs de la nappe rhénane, des contaminations induites par des substances pouvant provenir des eaux usées (substances pharmaceutiques, adjuvants alimentaires, benzotriazoles…).

Dans ce contexte, la connaissance encore mal documentée des transferts de micropolluants vers les eaux souterraines à partir des rejets de STEU demeure un enjeu majeur pour la nappe rhénane.

C'est pourquoi, en appui de l'état des lieux transfrontalier (axe 1), des études à l'échelle de tronçons de rivière influencés par des rejets de STEU ont été menées pour examiner l'effet des rejets sur la qualité des eaux de surface et souterraines situées à l'aval des STEU. Ces études ont été réalisées sur six sites pilotes répartis sur des affluents du Rhin : la Birs, la Wiese, l'Ill, la Kinzig, le Landgraben et le Winkelbach.

Influence des rejets de STEU sur la qualité des cours d'eau et des eaux souterraines adjacentes

Une observation commune ressort des études de chaque site pilote : des micropolluants organiques issus des eaux usées traitées sont identifiés dans les eaux souterraines en aval des STEU ou présents à des concentrations plus élevées qu'en amont des points de rejets.

Ce constat confirme le rôle des rejets de STEU comme source potentielle de contamination des nappes alluviales, voire de captages d'alimentation en eau potable situés à l'aval des rejets.

L'impact d'une STEU sur l'hydrosystème récepteur varie d'un site pilote à l'autre, selon de nombreux facteurs : type d'effluents traités, intensité des interactions nappe/rivière, ratio de dilution entre le débit de la rivière réceptrice et la charge de la STEU, etc. Ce dernier facteur apparaît comme prépondérant.

À charges égales, toutes les substances émises par les rejets investigués n'ont pas le même impact sur les eaux de surface et/ou souterraines aval. Les substances les plus hydrophiles et persistantes présentent les plus grands risques de transfert vers l'aquifère.

Charakterisierung des Transfers von Spurenstoffen ins Grundwasser über Fließgewässer, die durch Kläranlageneinleitungen beeinflusst werden

Abwässer enthalten eine Vielzahl von Spurenstoffen aus verschiedenen Quellen (Haushalte, Industrie und sogar Landwirtschaft). Ein Teil davon lässt sich bei der Abwasserreinigung nicht entfernen und kann über Kläranlageneinleitungen in Fließgewässer gelangen.

Am Oberrhein sind die Interaktionen zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser besonders ausgeprägt, sodass die Qualität des Grundwassers eng mit der Qualität der Fließgewässer zusammenhängt.

2016 hatte das Projekt ERMES-Rhein nachgewiesen, dass weite Teile des Grundwassers im Oberrheingraben durch Stoffe verunreinigt sind, die aus Abwasser stammen können (pharmazeutische Substanzen Lebensmittelzusatzstoffe, Benzotriazol usw.).

Vor diesem Hintergrund stellt die Verbesserung des noch lückenhaften Wissens über den Eintrag von Spurenstoffen aus Kläranlageneinleitungen in das Grundwasser des Oberrheingrabens ein relevantes Thema dar.

Daher wurden ergänzend zur grenzüberschreitenden Bestandsaufnahme (Schwerpunkt 1) Untersuchungen an Flussabschnitten durchgeführt, die von Kläranlageneinleitungen beeinflusst werden, um deren Auswirkungen auf die Qualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers stromabwärts von Kläranlagen zu bewerten. Dazu wurden sechs Pilotgebiete an den Nebenflüssen des Rheins ausgewählt: Birs, Wiese, Ill, Kinzig, Landgraben und Winkelbach.

Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf die Qualität der angrenzenden Fließgewässer und des Grundwassers

Bei den Untersuchungen in den verschiedenen Pilotgebieten wurde eine übergreifende Beobachtung gemacht: in geklärtem Abwasser enthaltene organische Spurenstoffe werden im Grundwasser stromabwärts von Kläranlagen erstmalig oder in höheren Konzentrationen nachgewiesen als stromaufwärts der Einleitestellen.

Diese Feststellung bestätigt die Rolle von Kläranlageneinleitungen als potenzielle Quelle für die Kontamination des Grundwasserleiters und auch von Trinkwasserentnahmestellen, die stromabwärts der Einleitungen liegen.

Die Auswirkungen von Kläranlagen auf das aufnehmende Gewässersystem variierte in den einzelnen Pilotgebieten in Abhängigkeit zahlreicher Faktoren: Art des behandelten Abwassers, Intensität der Wechselwirkungen zwischen Fluss und Grundwasser, Verdünnungsverhältnis zwischen dem Durchfluss des Einleitegewässers und der Kläranlagenfracht usw. Der letztgenannte Faktor scheint dabei ausschlaggebend zu sein.

Parmi ces substances, figurent principalement : des substances pharmaceutiques (carbamazépine, sulfaméthoxazole, tramadol…), des adjuvants alimentaires (acésulfame, saccharine, caféine…), et dans une moindre mesure des triazoles (tolyltriazoles) et des PFAS. Ces micropolluants proviennent, pour une grande partie, d'usages domestiques et de produits de la vie courante.

Il importe de rappeler que les STEU ne sont pas la seule source de contamination et que dans les eaux souterraines investiguées d'autres composés non exclusifs aux effluents de STEU sont fréquemment identifiés à des concentrations élevées, comme les PFAS et/ou les pesticides.

Contamination de la nappe du Rhin supérieur par des substances indicatrices de rejets de STEU

Les résultats des six sites pilotes (axe 2) ont fait l'objet d'une synthèse commune, puis d'un croisement avec les résultats de l'axe 1.

Cette synthèse a abouti à l'élaboration d'une liste de 19 substances indicatrices de rejet de STEU. Cette liste comporte quatre adjuvants alimentaires (acésulfame, saccharine, sucralose, caféine), 13 substances pharmaceutiques (12 résidus médicamenteux et un produit de contraste), un anticorrosif (tolytriazole) et un répulsif insecticide (DEET).

Parmi ces 19 substances, 13 ont été analysées dans le cadre de l'axe 1 du projet.

L'analyse croisée de leurs fréquences de quantification et niveaux de concentrations, basée sur les résultats de l'axe 1, indique que la plupart de ces substances ne présentent pas un risque chimique et sanitaire majeur (en comparaison des pesticides ou des PFAS par exemple).

L'identification de leur présence constitue toutefois un indicateur fiable de l'infiltration d'effluents issus de STEU et suggère en parallèle un possible transfert d'autres micropolluants. Ces substances doivent donc être considérées comme des **traceurs de contamination potentielle**. Leur présence sur de vastes secteurs de la nappe rhénane indique que les rejets de STEU ont une influence importante sur la qualité de la chimie des eaux souterraines de l'aquifère.

Actuellement, il n'est pas possible d'identifier toutes les substances potentiellement déversées via les effluents de STEU. Les analyses non ciblées (NTS) ont mis en évidence, au sein des rejets investigués, des centaines voire des milliers de features pouvant correspondre à autant de micropolluants potentiels. Les plus mobiles et persistants de ces derniers pourraient migrer vers les eaux souterraines, au même titre que les 19 substances indicatrices de rejets de STEU désignées.

Bei gleicher Fracht beeinflussten nicht alle in den untersuchten Einleitungen enthaltenen Stoffe das Fließgewässer und/oder das Grundwasser stromabwärts der KLA in gleichem Maße. Bei den hydrophilsten und persistentesten Stoffen war das Risiko, in das Grundwasser zu gelangen, am größten.

Zu diesen Stoffen zählen vor allem: Pharmazeutika (Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Tramadol u.a.), Lebensmittelzusatzstoffe (Acesulfam, Saccharin, Koffein u.a.) sowie in geringerem Maße Triazole (Tolyltriazole) und PFAS. Diese Spurenstoffe stammen zum Großteil aus dem häuslichen Gebrauch und aus Produkten des täglichen Lebens.

Es sei darauf hingewiesen, dass Kläranlagen nicht die einzigen Kontaminationsquellen sind und dass im untersuchten Grundwasser häufig auch andere Verbindungen in hohen Konzentrationen nachgewiesen wurden, die nicht ausschließlich aus Kläranlageneinleitungen stammen, wie beispielsweise PFAS und/oder Pflanzenschutzmittel.

Belastung des Grundwassers im Oberrheingraben durch Abwasserindikatoren

Die Ergebnisse der sechs Pilotgebiete (Schwerpunkt 2) wurden zusammengetragen und mit den Ergebnissen von Schwerpunkt 1 verglichen.

Im Ergebnis dieser Zusammenfassung wurde eine Liste mit 19 Abwasserindikatoren erstellt. Diese Liste umfasst vier Lebensmittelzusatzstoffe (Acesulfam, Saccharin, Sucralose, Koffein), 13 pharmazeutische Substanzen (zwölf Arzneimittelrückstände und ein Kontrastmittel), ein Korrosionsschutzmittel (Tolyltriazol) und ein Insektenschutzmittel (DEET).

Von diesen 19 Stoffen wurden 13 im Rahmen von Arbeitspaket 1 des Projekts analysiert.

Die vergleichende Analyse ihrer Bestimmungshäufigkeiten und Konzentrationswerte auf der Grundlage der Ergebnisse von Schwerpunkt 1 zeigt, dass die meisten dieser Stoffe kein großes chemisches und gesundheitliches Risiko darstellen (z.B. im Vergleich zu Pflanzenschutzmitteln oder PFAS).

Ihr Nachweis ist jedoch ein zuverlässiger Indikator für die Infiltration dieser Stoffe aus Kläranlageneinleitungen in das Grundwasser und deutet zudem auf einen möglichen gleichzeitigen Eintrag anderer Spurenstoffe hin. Diese Stoffe sind daher als **Marker für eine potenzielle Kontamination durch Abwasser** zu betrachten. Ihr Vorkommen in weiten Teilen des Grundwassers im Oberrheingraben deutet darauf hin, dass Kläranlageneinleitungen erheblichen Einfluss auf seine chemische Beschaffenheit haben.

Derzeit ist es nicht möglich, alle Stoffe zu identifizieren, die potenziell über Kläranlageneinleitungen eingetragen werden. Bei Non-Target-Analysen (NTS) wurden in den untersuchten Einleitungen Hunderte oder sogar Tausende von Features aufgezeigt, die potenziell ebenso vielen Spurenstoffen entsprechen können. Die mobilsten und persistentesten unter ihnen gelangen möglicherweise in das Grundwasser, ebenso wie die 19 festgelegten Abwasserindikatoren.

Apports des outils analytiques innovants

Les analyses non ciblées ont permis de détecter plusieurs milliers de features dans les échantillons de chaque site pilote. Certains sont spécifiques à un site, d'autres sont détectés dans plusieurs échantillons (rejets de STEU, eaux de surface et/ou eaux souterraines). La comparaison de ces features à l'échelle de chaque site pilote permet de mettre en évidence des similitudes et/ou différences entre plusieurs sites mais aussi un impact des conditions hydrologiques et saisonnières et des potentielles relations nappe/rivière.

Au total, environ une centaine de substances ont été identifiées pour chaque site pilote, quelle que soit la base de données utilisée. Les résultats obtenus confirment ceux des analyses ciblées ; les substances pharmaceutiques, les adjuvants alimentaires et les pesticides sont les familles de substances les plus identifiées dans les échantillons des sites pilotes.

9.2.
Perspectives

Mieux connaître pour mieux protéger : un enjeu transfrontalier

Les présents résultats démontrent sans équivoque la réalité d'une contamination chimique de la nappe rhénane par le caractère ubiquiste de nombreux micropolluants organiques. Ce constat, non exclusif à l'aquifère rhénan, préoccupe de plus en plus les autorités sanitaires et environnementales, ainsi que la communauté scientifique.

La bonne connaissance de l'état de la nappe phréatique du Rhin supérieur est un préalable indispensable à sa préservation durable. Toute politique de prévention implique un diagnostic régulier et adapté à l'émergence de problématiques nouvelles.

Dans un contexte de changement climatique, qui constitue un facteur de pression supplémentaire, le renforcement des connaissances apparaît plus que jamais nécessaire, afin d'éclairer les politiques publiques et d'anticiper les stratégies de gestion à mettre en œuvre.

Au rythme des états des lieux tri-nationaux, opérés tous les six ans environ, la prochaine campagne de mesure transfrontalière est prévue à l'horizon 2029.

Poursuivre et renforcer le suivi des substances à enjeux

À l'avenir, une attention particulière doit être maintenue à l'égard des micropolluants émergents ou récemment mis en évidence tels que les métabolites de pesticides, les PFAS (dont le TFA) et les substances indicatrices d'eaux usées, afin de suivre leur présence et les effets d'actions entreprises

Beitrag innovativer Analysewerkzeuge

Durch die Non-Target-Analysen konnten mehrere Tausend Features in den Proben jedes Pilotgebietes nachgewiesen werden. Einige waren standortspezifisch, andere waren in mehreren Proben nachweisbar (Kläranlageneinleitungen, Oberflächenwasser und/oder Grundwasser). Der Vergleich dieser Features zwischen den Pilotgebieten ermöglicht es, Ähnlichkeiten und/oder Unterschiede zwischen Standorten, aber auch den Einfluss hydrologischer und saisonaler Bedingungen sowie potenzielle Wechselwirkungen zwischen Fließgewässer und Grundwasser aufzuzeigen.

Insgesamt wurden in jedem Pilotgebiet unabhängig von der Art der verwendeten Datenbank etwa einhundert Stoffe identifiziert. Die Ergebnisse bestätigen die der gezielten Analysen: Pharmazeutika, Lebensmittelzusatzstoffe und Pflanzenschutzmittel waren die Stoffgruppen, die in den Proben der Pilotgebiete am häufigsten identifiziert wurden.

9.2.
Ausblick

Besser verstehen, um besser zu schützen: eine grenzüberschreitende Herausforderung

Die vorliegenden Ergebnisse belegen eindeutig, dass das Grundwasser im Oberrheingraben durch zahlreiche ubiquitär vorkommende organische Spurenstoffe belastet ist. Diese nicht nur für diesen Grundwasserleiter geltende Feststellung gibt den Gesundheits- und Umweltbehörden sowie der Wissenschaft zunehmend Anlass zu Besorgnis.

Um das Grundwasser im Oberrheingraben nachhaltig schützen zu können, ist die fundierte Kenntnis seines Zustands eine unverzichtbare Voraussetzung. Jede Präventionspolitik erfordert regelmäßige, an neu auftretende Problematiken angepasste Bestandsaufnahmen.

Vor dem Hintergrund des Klimawandels, der einen zusätzlichen Belastungsfaktor darstellt, ist die Vertiefung des Wissens notwendiger denn je, um der Öffentlichkeit und politischen Entscheidungsträgern Informationen bereitzustellen und die erforderlichen Bewirtschaftungsstrategien vorausschauend planen zu können.

Gemäß dem Rhythmus der etwa alle sechs Jahre durchgeführten trinationalen Bestandsaufnahmen könnte die nächste grenzüberschreitende Messkampagne für das Jahr 2029 vorgesehen werden.

Die Überwachung von Stoffen mit Handlungsbedarf fortsetzen und verstärken

Auch in Zukunft muss neuartigen oder erst jüngst identifizierten Spurenstoffen wie den Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln, PFAS (darunter TFA) und Abwasserindikatoren

dans chacun des territoires partenaires. Parmi ces substances, le TFA représente un enjeu majeur, lié au besoin de mieux connaître ses sources, ses voies de transferts et sa présence dans l'aquifère.

À mesure de l'amélioration des connaissances et des performances analytiques, de nouvelles substances ou paramètres pourront être recherchés. Par exemple, les approches globales telles que l'AOF (Adsorbable Organic Fluorine), pourraient à terme constituer des outils complémentaires intéressants pour appréhender la contamination globale par composés organofluorés. De nouveaux composés, souvent utilisés en substitution de ceux interdits, seront aussi à surveiller, particulièrement pour les PFAS et pesticides.

Couches profondes : vigilance face aux polluants mobiles

Il convient de souligner que cette étude s'est uniquement concentrée sur les couches superficielles de l'aquifère (< 50 m de profondeur), alors qu'une part majeure et croissante des prélèvements d'eau potable provient des couches profondes, afin de capter une eau de meilleure qualité, à l'écart des pressions de surface. Leur inclusion dans les prochains suivis apparaît pertinente, car il est probable que les couches profondes ne constituent plus irrévocablement un sanctuaire exempt de contaminants, notamment des plus mobiles (TFA).

Analyses non ciblées : vers une meilleure connaissance des micropolluants

Pour la première fois dans l'histoire des projets transfrontaliers, des analyses non ciblées (NTS) ont été mises en œuvre et ont permis d'élargir le champ d'investigation de composés susceptibles d'être présents dans la nappe rhénane. La poursuite de l'utilisation de cette méthode innovante devra s'inscrire dans les futurs diagnostics afin d'améliorer progressivement la connaissance sur le cocktail de contaminants.

Par ailleurs, les empreintes spectrales (fingerprint) acquises dans le cadre des axes 1 et 2 du projet constituent une base de données précieuse. Ces empreintes pourront être réinterrogées ultérieurement, au fur et à mesure de l'amélioration des connaissances et de la disponibilité de nouvelles bibliothèques spectrales, permettant ainsi d'identifier a posteriori certains composés qui n'étaient pas connus ou recherchés au moment du projet ERMES-ii-Rhin et, le cas échéant, d'en retracer la présence dans le temps. De nouvelles mesures pourront également être engagées sur la base du réseau de mesure NTS défini pour l'axe 1 en 2022.

besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden, um deren Vorkommen sowie die Auswirkungen der in den einzelnen Partnerregionen ergriffenen Maßnahmen zu verfolgen. Unter diesen Stoffen stellt TFA eine große Herausforderung dar, denn das Wissen über seine Emissionsquellen, seine Transportwege und sein Vorkommen im Grundwasser muss vertieft werden.

Im Zuge verbesserter Kenntnisse und Analysemethoden werden künftig neue Stoffe oder Parameter untersucht werden können. Umfassende Ansätze wie AOF (Adsorbable Organic Fluorine) könnten bspw. interessante ergänzende Instrumente zur Bewertung der Gesamtbelastung durch organische Fluorverbindungen darstellen. Zu überwachen sind auch neue Verbindungen, die häufig als Ersatz für verbotene Stoffe verwendet werden, insbesondere für PFAS und Pflanzenschutzmittel.

Tiefe Schichten: Aufmerksamkeit gegenüber mobilen Schadstoffen

Es sei daran erinnert, dass sich diese Untersuchung ausschließlich auf die oberflächennahen Schichten des Grundwasserleiters (< 50 m Tiefe) konzentriert hat. Ein großer und zunehmender Teil des Trinkwassers wird aber aus tieferen Schichten entnommen, um qualitativ hochwertiges Wasser fernab von Oberflächenbelastungen zu gewinnen. Daher scheint es sinnvoll, auch die tiefen Schichten in künftige Überwachungsmaßnahmen einzubeziehen, denn es ist unwahrscheinlich, dass diese auf immer und ewig frei von Schadstoffen, insbesondere den mobilsten unter ihnen (TFA), bleiben werden.

Non-Target-Analysen: Verbesserung des Wissens über Spurenstoffe

Erstmals in der Geschichte der grenzüberschreitenden Bestandsaufnahmen wurden Non-Target-Analysen (NTS) durchgeführt. Dadurch konnte die Untersuchung auf andere im Grundwasser des Oberrheingrabens vermutlich vorhandene Spurenstoffe erweitert werden. Diese innovative Methode könnte auch in künftigen Bestandsaufnahmen zur Anwendung kommen, um das Wissen über den "Schadstoffcocktail" allmählich zu verbessern.

Darüber hinaus stellen die im Rahmen der Projektschwerpunkte 1 und 2 erfassten Spektren (Fingerprints) eine wertvolle Datengrundlage dar. Diese Spektren können zu einem späteren Zeitpunkt, wenn neue Kenntnisse und weitere Daten vorliegen, erneut abgefragt werden. So lassen sich nachträglich Verbindungen identifizieren, die zum Zeitpunkt des Projekts ERMES-ii-Rhein noch nicht bekannt waren oder nicht untersucht wurden, und gegebenenfalls ihr Vorkommen zeitlich zurückverfolgen. Zudem können auf der Grundlage des 2022 für den Schwerpunkt 1 definierten NTS-Messnetzes neue Messungen durchgeführt werden.

Effet cocktail : un enjeu sanitaire toujours d'actualité

Qu'il s'agisse d'approche ciblée ou non ciblée, la recherche et l'identification de nombreuses nouvelles substances dans le cadre de ce projet renvoient aux questions soulevées lors d'ERMES-Rhin 2016 relatives à l'effet cocktail. Des dizaines de micropolluants ont souvent été détectés dans un même échantillon d'eau. La seule prise en compte de leur toxicité individuelle ne suffit pas : l'effet cocktail constitue désormais un enjeu scientifique et sanitaire majeur pour les années à venir.

En complément des approches analytiques chimiques, le recours à des méthodes intégrant des bioessais est aussi à concevoir. En comptant sur des méthodes validées et certifiées, cette approche pourrait apporter des connaissances complémentaires sur l'effet cocktail, y compris envers les effets de perturbations endocriniennes.

Rivières et nappe rhénane : un lien déterminant pour la qualité des eaux souterraines

Enfin, les études menées au travers de l'axe 2 du projet ont souligné que les échanges nappe/rivière sont un facteur prépondérant de la survenue de contamination des eaux souterraines par les substances émises par les STEU. Outre les six sites pilotes étudiés, d'autres secteurs de l'aquifère sont susceptibles d'être vulnérables aux transferts de pollution STEU-ESU-ESO. Les captages d'eau potable situés à proximité de cours d'eau et/ou points de rejets de STEU devraient faire l'objet d'une attention particulière afin d'évaluer les risques de contamination et appliquer des mesures de gestion adaptées.

À ce titre, la présente étude peut servir de base pour planifier de nouveaux travaux.

„Cocktail-Effekt": eine nach wie vor aktuelle Gesundheitsproblematik

Die zahlreichen neuen Stoffe, die im Rahmen dieses Projekts sowohl bei gezielten Analysen als auch beim Non-Target-Screening untersucht und identifiziert wurden, verweisen auf die im Projekt ERMES-Rhein 2016 aufgeworfenen Fragen bezüglich des Cocktail-Effekts. In einer einzigen Wasserprobe wurden oft Dutzende von Spurenstoffen nachgewiesen. Es reicht nicht aus, nur die individuelle Toxizität dieser Stoffe zu betrachten, denn die Mischtoxizität („Cocktail-Effekt") stellt eine große wissenschaftliche und gesundheitliche Herausforderung für die kommenden Jahre dar.

Ergänzend zu chemischen Analysen sind auch Methoden mit dem Einsatz von Bioassays in Betracht zu ziehen. Bei Verwendung erprobter und zertifizierter Methoden könnte dieser Ansatz zusätzliche Erkenntnisse über den "Cocktail-Effekt" liefern, einschließlich der Auswirkung auf endokrine Störungen.

Wechselwirkung zwischen Fließgewässern und Grundwasser im Oberrheingraben: wesentlich für die Grundwasserqualität

Schließlich haben die Untersuchungen im Rahmen von Schwerpunkt 2 des Projekts gezeigt, dass der Austausch zwischen Fluss und Grundwasser ein entscheidender Faktor für die Kontamination des Grundwassers durch Stoffe aus Kläranlageneinleitungen ist. Neben den sechs untersuchten Pilotgebieten sind auch andere Bereiche des Grundwasserleiters anfällig für den Spurenstofftransport aus Kläranlagen über Oberflächengewässer in das Grundwasser. Trinkwasserentnahmestellen in der Nähe von Fließgewässern und/oder Kläranlageneinleitestellen sollten besonders überwacht werden, um das Risiko der Verunreinigung bewerten und geeignete Bewirtschaftungsmaßnahmen ergreifen zu können.

Vor diesem Hintergrund kann die vorliegende Bestandsaufnahme als Grundlage für die Planung künftiger Untersuchungen dienen.

Bibliographie p. 504

Glossaire p. 509

Annexe 1 :
Liste commune de paramètres de l'axe 1 p. 512

Annexe 2 :
Principaux résultats statistiques
par paramètre de l'axe 1 p. 516

Annexe 3 :
Principales valeurs réglementaires et valeur
seuil transfrontalière retenue par paramètre de l'axe 1 p. 520

Annexe 4 :
Liste des paramètres recherchés
par site pilote de l'axe 2 p. 530

Annexe 5 :
Cadre analytique commun aux partenaires
du projet ERMES-ii-Rhin pour les analyses NTS p. 544

Personnes ayant contribué au projet p. 554

Bibliografie S. 504

Glossar S. 509

Anhang 1:
Gemeinsame Parameterliste von Schwerpunkt 1 S. 512

Anhang 2:
Wichtigste statistische Ergebnisse
pro Parameter in Schwerpunkt 1 S. 516

Anhang 3:
Wichtigste Grenzwerte und grenzüberschreitender
Schwellenwert pro Parameter in Schwerpunkt 1 S. 520

Anhang 4:
Liste der untersuchten Parameter
pro Pilotgebiet in Schwerpunkt 2 S. 530

Anhang 5:
Gemeinsamer Analyserahmen der Partner
des Projekts ERMES-ii-Rhein für die NTS-Analysen S. 544

Projektmitwirkende S. 554

BIBLIOGRAPHIE BIBLIOGRAFIE

AFFOLTER, A. & HUGGENBERGER, P. 2013.
Untersuchungen zur Abschätzung des Einflusses der geplanten Revitalisierung der Birs im Bereich Vogelhölzli auf die Grundwasserqualität beim Pumpwerk Birsland. Rapport BGA Muttenz-155. Bâle : Angewandte und Umweltgeologie, Universität Basel (AUG).

AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE (AESN). 2018.
Guide pratique des micropolluants dans les eaux du bassin Seine-Normandie. Agence de l'eau Seine-Normandie, 01/02/2018. [en ligne]. Disponible sur/verfügbar unter : https://www.calameo.com/agence-de-l-eau-seine-normandie/read/004001913160d812330d6

AITCHISON, J. 1982.
« The Statistical Analysis of Compositional Data ». *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological) 44*, n° 2, 139–177. http://www.jstor.org/stable/2345821

ALYGIZAKIS. N. A., OSWALD. P., THOMAIDIS. N. S., SCHYMANSKI. E. L., AALIZADEH. R., SCHULZE. T., OSWALDOWA. M., SLOBODNIK. J. 2019.
« NORMAN digital sample freezing platform: A European virtual platform to exchange liquid chromatography high resolution-mass spectrometry data and screen suspects in "digitally frozen" environmental samples ». *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 115, pp. 129-137. https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.04.008

ANLIKER, S., LOOS, M., COMTE, R., RUFF, M., FENNER, K. & SINGER, H. 2020.
« Assessing Emissions from Pharmaceutical Manufacturing Based on Temporal High-Resolution Mass Spectrometry Data ». *Environmental Science & Technology 54*, n° 7, pp. 4110-4120, 2020. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07085

ANSES. 2013.
Évaluation des risques sanitaires liés à la présence de résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine : méthode générale et application à la carbamazépine et à la danofloxacine. Avis de l'Anses – Rapport d'expertise collective. Maisons-Alfor : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, 82 p.

ANSES. 2022.
Avis relatif aux travaux d'expertise réalisés en 2021 par l'Agence concernant : les activités de classification sur les substances chimiques régies par le règlement REACH dans le cadre du règlement CE n° 1272/2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, dit règlement « CLP ». (saisine 2022-REACh-0250). Maisons-Alfort : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, 21 p.

ANSES. 2024.
PFAS : des substances chimiques très persistantes. *ANSES*. Disponible sur/verfügbar unter : https://www.anses.fr/fr/content/pfas-substances-chimiques-persistantes (consulté le/abgerufen am 04.04.2024).

ANSES. 2025.
Avis et rapports relatifs aux composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance. (Saisine 2022-SA-0198). Maisons-Alfort : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, 66 p.

ARP, H. P. H., GREDELJ, A., GLÜGE, J., SCHERINGER, M. & COUSINS, I. T. 2024.
« The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA) ».
Environmental Science & Technology 58, n° 45 (2024): 19925-35. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c06189.

BAUER, M., EICHINGER, L., ELSASS, P., KLOPPMANN, W. & WIRSING, G. 2005.
« Isotopic and hydrochemical studies of groundwater flow and salinity in the Southern Upper Rhine Graben ».
International Journal of Earth Sciences. 94. 565-579. https://doi.org/10.1007/s00531-005-0500-5

BITZER, F., REINHEIMER, L. & PLAUL, W. 2012.
Beschaffenheit natürlicher, ubiquitär überprägter Grundwässer in Rheinland-Pfalz.
Mainz: Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz.

BLUM A., BARBIER J., CHÉRY L., PETELET-GIRAUD E., 2001.
Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines. Outils et méthodologie.
Rapport BRGM/RP-51093-FR, 274 p.
URL http://ficheinfoterre.brgm.fr/document/RP-51093-FR

BONATELLI, M. L., ROHWERDER, T., POPP, D., LIU, Y., AKAY, C., SCHULTZ, C., LIAO, K.-P., DING, C., REEMTSMA, T., ADRIAN, L. & KLEINSTEUBER, S. 2023.
« Recently evolved combination of unique sulfatase and amidase genes enables bacterial degradation of the wastewater micropollutant acesulfame worldwide ».
Frontiers in Microbiology, 14, 1223838. https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1223838

BÖSMEIER, A. S., HIMMELSBACH, I. & SEEGER, S. 2022.
« Reliability of flood marks and practical relevance for flood hazard assessment in southwestern Germany ». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 22, 2963–2979. https://doi.org/10.5194/nhess-22-2963-2022

BRAM, K., BROST, E., ELLWANGER, D., ELSASS, P., GUDERA, T., KLOPPMANN, W., MAIR, J., STARKMANN, D., WIRSING, G. & WONIK, T. 2002.
INTERREG II – Grenzüberschreitende Erkundung des tiefen rheinnahen Grundwasserleiters zwischen Fessenheim und Breisach. Endbericht. Waldshut-Tiengen: Regierungspräsidium Freiburg, 172 S.

BRIAND, C., BRESSY, A., GHASSAN, C., DEROUBAIX, J.-F., DESHAYES, S., & al.
Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ?
2018, 978-2-490463-00-8. (hal-01803319)

CARVALHO, R. N., ARUKWE, A., AIT-AISSA, S., BADO-NILLES, A., BALZAMO, S., BAUN, A., BELKIN, S., BLAHA, L., BRION, F., CONTI, D., CREUSOT, N., ESSIG, Y., FERRERO, V. E. V., FLANDER-PUTRLE, V., FÜRHACKER, M., GRILLARI-VOGLAUER, R., HOGSTRAND, C., JONÁŠ, A., KHARLYNGDOH, J. B., LOOS, R., LUNDEBYE, A.-K., MODIG, C., OLSSON, P.-E., PILLAI, POLAK, N., POTALIVO, M., SANCHEZ, W., SCHIFFERLI, A., SCHIRMER, K., SFORZINI, S., STÜRZENBAUM, S. R., SØFTELAND, L., TURK, V., VIARENGO, A., WERNER, I., YAGUR-KROLL, S., ZOUNKOVÁ, R. & LETTIERI, T. 2014.
« Mixtures of Chemical Pollutants at European Legislation Safety Concentrations: How Safe Are They? ».
Toxicological Sciences, Volume 141, Issue 1, Pages 218–233, https://doi.org/10.1093/toxsci/kfu118

CARY, L., CASANOVA, J., GAALOUL, N. & GUERROT, C. 2013. « Combining boron isotopes and carbamazepine to trace sewage in salinized groundwater: A case study in Cap Bon, Tunisia ».
Applied Geochemistry, 34, 126–139. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.03.004

CASTRONOVO, S., WICK, A., SCHEURER, M., NÖDLER, K., SCHULZ, M., & TERNES, T. A. 2017.
« Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sandfilters ».
Water research, 110, 342–353.
https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.041

CAVELAN, A. & TOGOLA, A. 2024.
État des lieux des sources directes d'émissions en PFAS.
Rapport final V1. Rapport BRGM/RP-73452-FR.

CHEVALIER, N., BODIN, L., BROCHOT, C., FINI, J.-B., GARNIER, R., & al.. 2021.
Avis de l'Anses relatif à la pertinence de la ré-évaluation des risques sanitaires liés à la présence d'ions perchlorate dans les eaux destinées à la consommation humaine à la lumière des travaux de l'US EPA publiés le 23 mai 2019. (*Saisine n° 2019-SA-0116).*
Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, 82 p.
(anses-04090037)

Coalition ERM - IAWR. 2022.
Mémorandum européen sur les eaux souterraines en vue de garantir un captage d'eau de qualité et en quantité suffisante pour les générations futures.
ISBN : 978-3-9824498-2-1.

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DU RHIN (CIPR/IKSR). 2019.
Acide trifluoroacétique (TFA) dans les eaux, l'eau potable et les eaux usées. Rapport n° 258. Coblence : CIPR.

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DU RHIN (CIPR/IKSR). 2020.
Programme « Rhin 2040 » : Le Rhin et son bassin : un milieu géré durablement et résilient aux impacts du changement climatique.
Coblence : CIPR. Adopté lors de la 16e Conférence ministérielle sur le Rhin, Amsterdam, 13 février 2020.

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DU RHIN (CIPR/IKSR). 2023.
Rapports 2023 [en ligne]. IKSR. Disponible sur/verfügbar unter : https://www.iksr.org (consulté le/abgerufen am 25.11.2025).

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DU RHIN (CIPR/IKSR). 2025 a.
Données de qualité des eaux – module de téléchargement des données [en ligne]. Disponible sur/verfügbar unter : https://iksr.bafg.de (consulté le/ abgerufen am 05.11.2025).

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DU RHIN (CIPR/IKSR). 2025 b.
Réduction des micropolluants dans le bassin du Rhin – Premier rapport intermédiaire. Rapport n° 312.

CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE. 2022.
Dossier interinstitutionnel : 2022/0344(COD) – Annexes de la Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil modifiant la directive 2000/60/CE, la directive 2006/118/CE et la directive 2008/105/CE. Bruxelles, 31 octobre 2022. [en ligne].
Disponible sur/verfügbar unter : https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CONSIL:ST_14265_2022_ADD_1 (consulté le/abgerufen am 25.11.2025).

DICKENSON, E. R. V., SNYDER, S. A., SEDLAK, D. L. & DREWES, J. E. 2011.
« Indicator compounds for assessment of wastewater effluent contributions to flow and water quality ».
Water Research 45, n° 3 1199–1212.
https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.012

DING, G., ZHANG, J., CHEN, Y. & *al.* 2013. « Combined Effects of PFOS and PFOA on Zebrafish (*Danio rerio*) Embryos ».
Arch Environ Contam Toxicol 64, 668–675.
https://doi.org/10.1007/s00244-012-9864-2

DREWES, J. E., SEDLAK, D., SNYDER, S. & DICKENSON, E. 2008.
Development of indicators and surrogates for chemical contaminant removal during wastewater treatment and reclamation (WRF 03-014). WateReuse Foundation, Alexandria, VA.
Disponible sur/verfügbar unter : https://watereuse.org/watereuse-research/03-14-development-of-indicators-and-surrogate-for-chemical-contaminant

EGOZCUE J.J., GOZZI C., BUCCIANTI A. & PAWLOWSKY-GLAHN V. 2024.
« Exploring geochemical data using compositional techniques: A practical guide ». *Journal of Geochemical Exploration* 258, 107385.
https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2024.107385

EGOZCUE J.J. & PAWLOWSKY-GLAHN V. 2005.
« Groups of Parts and Their Balances in Compositional Data Analysis ». *Mathematical Geology* 37, 795–828.
https://doi.org/10.1007/s11004-005-7381-9

ELSASS, P., KLOPPMANN, W., BAUER, M., EICHINGER, L. & WIRSING, G. 2001.
« Deep groundwaters in the alluvial aquifer of the Rhine valley: groundwater flow and salinity transport inferred from environmental isotopes (O, H, C, S, B) ».
In: *EUG 11 – General Assembly*, Strasbourg, 8-12 avril 2001. *Journal of Conference Abstracts.*

ERMES-Rh(e)in. 2018.
ERMES-Rh(e)in 2016 – Évolution de la ressource et monitoring des eaux souterraines du Rhin supérieur / Entwicklung der Ressource und Monitoring des Eintrags von Spurenstoffen in das Grundwasser des Oberrheingrabens. Rapport final. APRONA, AeRM, AUE-BL, AUE-BS, DREAL, HLNUG, LfU, LUBW, RGE, SGD-Süd, 318 p.

EUROPEAN CHEMICALS AGENCY (ECHA). [s. d.].
1H-Benzotriazole – Profil succinct [en ligne]. Helsinki : ECHA.

EUROPEAN COMMISSION. 2012.
Commission Regulation (EU) No 109/2012 of 9 February 2012 amending Regulation (EC) No 1907/2006 (REACH). Official Journal of the European Union, L 37, 10.02.2012, pp. 1–49.

FAO. 2025.
FAOSTAT – Données sur la production (RP) [en ligne].
Disponible sur/verfügbar unter : https://www.fao.org/faostat/fr/#data/RP (consulté le/abgerufen am 27.08.2025).

FEY, M. E., GOODRUM, P. E., RAZAVI, N. R., WHIPPS, C. M., FERNANDO, S., & ANDERSON, J. K. 2022.
« Is Mixtures' Additivity Supported by Empirical Data? A Case Study of Developmental Toxicity of PFOS and 6:2 FTS in Wildtype Zebrafish Embryos ».
Toxics 10, n° 8, 418.
https://doi.org/10.3390/toxics10080418

FILZMOSER P., HRON K. & TEMPL M. 2018.
Applied Compositional Data Analysis: With Worked Examples in R. Springer Series in Statistics.
Cham: Springer 2018. 280 pages, ISBN: 978-3-319-96420-1.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-96422-5

GARCIA, D. 1986.
Étude isotopique et géochimique des eaux thermales des Vosges méridionales : applications géothermiques.
Thèse de doctorat, 167 p. Université de Montpellier.

GARG, S., KUMAR, P., MISHRA, V., GUIJT, R., SINGH, P., DUMÉE, L. F. & SHARMA, R. S. 2020.
« A review on the sources, occurrence and health risks of per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS) arising from the manufacture and disposal of electric and electronic products ».
Journal of Water Process Engineering, 38, 101683.
https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101683

GAUDRIAULT, P., MAZAUD-GUITTOT, S., LAVOUE, V., COIFFEC, I., LESNE, L., DEJUCQ-RAINSFORD, N., SCHOLZE, M., KORTENKAMP, A. & JEGOU, B. 2017.
« Endocrine Disruption in Human Fetal Testis Explants by Individual and Combined Exposures to Selected Pharmaceuticals, Pesticides, and Environmental Pollutants ».
*Environmental Health Perspect*ives 125, n°8:087004.
https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28796631/

GÖPPEL, M. & EICHINGER, L. 1997.
Isotopenhydrologische und hydrochemische Untersuchungen im Bereich des Oberrheingrabens. Karlsruhe: LFU / Hydroisotop.

GUINOISEAU, D., LOUVAT, P., PARIS, G., CHEN, J.-B., CHETELAT, B., ROCHER, V., GUÉRIN, S., GAILLARDET, J. 2018.
« Are boron isotopes a reliable tracer of anthropogenic inputs to rivers over time? ». *Science of the Total Environment*, 626, pp. 1057–1068. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.159

GULDENFELS, L. & HUGGENBERGER, P. 2002.
Lange Erlen – Grundwassermodell Gesamtsystem: Markierversuch untere Lange Erlen. Rapport BGA-BS-7-116.
Bâle: GPI, Universität Basel; Kanton Basel-Stadt, Tiefbauamt.

HAJJ-MOHAMAD, M., ABOULFADL, K., DARWANO, H., MADOUX-HUMERY, A.-S., GUÉRINEAU, H., SAUVÉ, S., PRÉVOST, M. & DORNER, S. 2014.
« Wastewater micropollutants as tracers of sewage contamination: analysis of combined sewer overflow and stream sediments ».
Environmental Science: Processes & Impacts 16, n°10, 2442–2452.
https://doi.org/10.1039/C4EM00314D

HUGGENBERGER, P. & REGLI, C. 2005.
Aufwertung Wiese, Landesgrenze–Weilbrücke: Modellszenarien.
Rapport BGA-Riehen Sektion B-66.
Bâle: GPI, Universität Basel; Kanton Basel-Stadt, Tiefbauamt.

HUGGENBERGER, P., REGLI, C. & KÜRY, D. 2000.
Revitalisierung Wiese: Austauschprozesse Fluss–Grundwasser und Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften.
Rapport BGA-BS-7-114. Bâle: GPI, Universität Basel; Life Science AG; IWB; Kanton Basel-Stadt, Tiefbauamt.

HUGGENBERGER, P., SCHEIDLER, S. & EPTING, J. 2020.
Wiese Vital – Technischer Bericht: Grundwassermodellierung und Radonbeprobung. Rapport BGA-BS-155.
Bâle: Angewandte und Umweltgeologie, Universität Basel (AUG); Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt.

HMLU - Hessisches Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt, Weinbau, Forsten, Jagd und Heimat. 2018.
Spurenstoffstrategie Hessisches Ried. *Spurenstoffstrategie*.
https://landwirtschaft.hessen.de//Wasser/Spurenstoffstrategie
(consulté le/abgerufen am 03.02.2026)

IAWR. 2023. Protection de l'eau potable : Matthias Maier et Wolfgang Deinlein prolongés pour trois ans supplémentaires à la tête de l'IAWR. *Nouvelles*.
Disponible sur/verfügbar unter : https://fr.iawr.org/nouvelles/
(consulté le/abgerufen am 11.12.2025).

INERIS. 2020. *Campagne Emergents Nationaux 2018 (EMNAT 2018). Résultats de la recherche de contaminants émergents dans les eaux de surface et les rejets de STEU*.
Rapport Ineris – 172894 – 2169068 – v3.0. 30/11/2020.

INERIS. 2024. *1H-Benzotriazole (CAS 95-14-7)*.
Substances – INERIS [en ligne].
Disponible sur/verfügbar unter : https://substances.ineris.fr
(consulté le/abgerufen am 25.11.2025).

INERIS. 2024.
Éthylenediaminetétraacétate de Tétrasodium (CAS 64-02-8).
Portail Substances Chimiques [en ligne]. Dernière mise à jour : 26 mars 2024. Disponible sur/verfügbar unter :
https://substances.ineris.fr (consulté le/abgerufen am 25.11.2025).

INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (ITRC). 2022.
« 2 PFAS Chemistry and Naming Conventions, History and Use of PFAS, and Sources of PFAS Releases to the Environment ».
ITRC fact sheets. [en ligne]. Disponible sur/verfügbar unter :
https://pfas-1.itrcweb.org/2-pfas-chemistry-and-naming-conventions-history-and-use-of-pfas-and-sources-of-pfas-releases-to-the-environment-overview/
(consulté le/abgerufen am 25.11.2025).

JOERSS, H., FREELING, F., VAN LEEUWEN, S., HOLLENDER, J., LIU, X., NÖDLER, K., WANG, Z., YU, B., ZAHN, D. & SIGMUND, G. 2024.
« Pesticides can be a substantial source of trifluoroacetate (TFA) to water resources ». *Environment International*, 193, 109061.
https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109061

KLAVER, G., VERHEUL, M., BAKKER, I., PETELET-GIRAUD, E. & NÉGREL, P. 2014.
« Anthropogenic rare earth elements in rivers: Gadolinium and lanthanum partitioning between the dissolved and particulate phases in the Rhine River and spatial propagation through the Rhine–Meuse Delta (the Netherlands) ».
Applied Geochemistry 47, pp. 186–197.
https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.05.020

KLOPPMANN, W. 1999.
INTERREG II : Caractéristiques hydrogéochimiques et isotopiques de l'aquifère rhénan. Rapport BRGM/RR-40596-FR.
Orléans : BRGM, 107 p. [en ligne]. Disponible sur/verfügbar unter :
http://ficheinfoterre.brgm.fr/document/RR-40596-FR

KLOPPMANN, W. 2003.
Étude isotopique de la pollution azotée de la nappe d'Alsace entre Sierentz et Ottmarsheim. Rapport BRGM/RP-52331-FR.
Orléans : BRGM, 69 p. [en ligne]. Disponible sur/verfügbar unter :
http://ficheinfoterre.brgm.fr/document/RP-52331-FR

KLOPPMANN, W. 2010.
Synthèse des travaux scientifiques portant sur la salure de l'aquifère rhénan (méthodes géochimiques et isotopiques).
Rapport final BRGM/RP-59171-FR. Orléans : BRGM, 86 p.
[en ligne]. Disponible sur/verfügbar unter :
http://ficheinfoterre.brgm.fr/document/RP-59171-FR

KLOPPMANN, W., MALCUIT, E., GUERROT, C. & SOULIER, C. 2025.
« Did we break our tool: Can boron and boron isotopes still trace urban wastewater in surface- and groundwater? »
In: *Groundwater Quality 2025*, Bordeaux (France), 10–13 juin 2025.

KLOPPMANN, W., NÉGREL, P., CASANOVA, J. & GUERROT, C. 2001.
« Geothermal fluids from the granitic and sedimentary basement of the Rhine valley: B, Sr, Nd, U, O, H isotope systematics ».
In: *EUG 11 – General Assembly*, Strasbourg, 8–12 avril 2001.

KLOPPMANN, W., PETELET-GIRAUD, E., GUERROT, C., CARY, L. & PAUWELS, H. 2015.
« Extreme boron isotope ratios in groundwater ».
11th Applied Isotope Geochemistery Conference AIG-11 - Procedia Earth and Planetary Science, 13, pp. 296–300.
https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.07.069

KLOPPMANN, W. & URBAN, S., GOURCY, L. 2013.
Étude isotopique de la pollution azotée des captages Kabis et St. Louis (Haut-Rhin). Rapport BRGM/RP-62777-FR.
Orléans : BRGM, 59 p. [en ligne]. Disponible sur/verfügbar unter :
http://ficheinfoterre.brgm.fr/document/RP-62777-FR

KLOPPMANN, W., WIDORY, D., PAUWELS, H., SCHOMBURGK, S., ELSASS, P., GRAVELINE, N. 2005.
Inventaire transfrontalier 2003 de la qualité des eaux souterraines de la vallée du Rhin supérieur : Étude isotopique (N, B) de l'origine des nitrates. Rapport BRGM/RP-54028-FR, 76 p.
URL http://ficheinfoterre.brgm.fr/document/RP-54028-FR

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LUBW). 2014. *Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg – Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013*. Karlsruhe: LUBW

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LUBW). 2015. *Dem Grundwasser auf der Spur – 30 Jahre Monitoring der Grundwasserqualität*. Reihe Grundwasserschutz, Nr. 53. Karlsruhe: LUBW.

LARPIN O., CHÉRY L., ELSASS P., KLOPPMANN W. 2003. *Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines. Application de la méthodologie à la nappe du Rhin*. Rapport BRGM/RP-52163-FR, 163 p. URL http://ficheinfoterre.brgm.fr/document/RP-52163-FR

LIM, F. Y., ONG, S. L. & HU, J., 2017. « Recent advances in the use of chemical markers for tracing wastewater contamination in aquatic environment: A review ». *Water 9*, n° 2, 143. https://doi.org/10.3390/w9020143

LOPEZ, B., AUTERIVES, C., BARAN, N., TOGOLA, A. & BARRIER, C. 2021. *Appui scientifique du BRGM pour l'interprétation des données de l'inventaire transfrontalier ERMES – phase 2 – Rapport final*. Rapport BRGM/RP-70183-FR, 223 p., 5 annexes. Orléans : BRGM.

LOPEZ, B., BRUGERON, A., DEVAU, N. & OLLIVIER, P. 2015. *Localization of "High-Risk to Perchlorate Contamination" groundwater resources into mainland France*. In : *Groundwater Vulnerability – From Scientific Concept to Practical Application*, conférence internationale. Orléans : BRGM.

LOPEZ, B., HUBÉ, D., OLLIVIER, P., BARAN, N., AUTERIVES, C., TOGOLA, A. & BAIERER, C. 2018. *Fiche d'appui à la gestion des perchlorates dans les eaux souterraines*. BRGM-PERCHLORATES. Orléan : BRGM.

LEENHARDT, S. (coord.), MAMY, L. (coord.), PESCE, S. & SANCHEZ, W. (coord.) 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques*. Rapport ESCo. Paris : INRAE – Ifremer, 136 p.

MARAZUELA, M. A., FORMENTIN, G., ERLMEIER, K. & HOFMANN, T. 2023. « Seasonal biodegradation of the artificial sweetener acesulfame enhances its use as a transient wastewater tracer ». *Water Research* 232: 119670. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119670.

MARQUES DOS SANTOS, M., HOPPE-JONES, C. & SNYDER, S.A. 2019. « DEET occurrence in wastewaters: Seasonal, spatial and diurnal variability – mismatches between consumption data and environmental detection. » *Environment International* 132: 105038. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105038

MAZACEK, J., RUPPE, S., GRIESSHABER, D., LANGLOIS, I., DOLF, R., SINGER, H. & LEU, C. 2016. „Vom Unfall zur präventiven Überwachung: Rheinüberwachungsstation (RÜS)". *Aqua & Gas* 96, n°11, pp. 66–75.

MILIEU LTD & al., 2019. *Strategic Approaches to Pharmaceuticals in the Environment: Final Report*, Publications Office of the European Union. Belgium. Retrieved from https://coilink.org/20.500.12592/z0ck90 on 11 Mar 2026.

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE. 2023. *Plan d'actions interministériel sur les PFAS*. Avril 2024.

MINISTÈRE DES SOLIDARITÉS ET DE LA SANTÉ. 2024. *Instruction n° DGS/EA4/2024/30 du 12 mars 2024 relative à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de composés perfluorés (PFAS) dans les eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux conditionnées*. [en ligne]. Disponible sur/verfügbar unter : https://sante.gouv.fr/fichiers/bo/2024/2024.6.sante.pdf

MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG. *Pflanzenschutzmittelreduktionsstrategie*. MLR Baden-Württemberg. Disponible sur/verfügbar unter : https://mlr.baden-wuerttemberg.de/de/unsere-themen/landwirtschaft/umweltvertraeglicher-pflanzenbau/pflanzenschutz/pflanzenschutzmittel-reduktionsstrategie (consulté le/abgerufen am 16.12.2025).

MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG. 2025. *Spurenstoffe*. UM Baden-Württemberg. Disponible sur/verfügbar unter : https://um.baden-wuerttemberg.de/de/umwelt-natur/wasser/abwasser/spurenstoffe (consulté le/abgerufen am 16.12.2025)

NEAL, C., WILLIAMS, R. J., BOWES, M. J., HARRASS, M. C., NEAL, M., ROWLAND, P., WICKHAM, H., THACKER, S., HARMAN, S. & VINCENT, C. 2010. « Decreasing boron concentrations in UK rivers: Insights into reductions in detergent formulations since the 1990s and within-catchment storage issues ». *Science of the Total Environment* 408, n°6: 1374–1385. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.074.

NÖDLER K., HILLEBRAND O., IDZIK K., STRATHMANN M., SCHIPERSKI F., ZIRLEWAGEN J. & LICHA T. 2013. «Occurrence and fate of the angiotensin II receptor antagonist transformation product valsartan acid in the water cycle – A comparative study with selected ß-blockers and the persistent anthropogenic wastewater indicators carbamazepine and acesulfame ». *Water Research* 47, n°17: 6650-6659, https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.034

OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DE L'ALIMENTATION (OQALI). 2024. *Bilan et évolution de l'utilisation des ingrédients sucrants ou vecteurs de goût sucré dans les produits transformés – Édition 2024*. Paris : OQALI.

OFFICE FÉDÉRAL DE L'ENVIRONNEMENT (OFEV) (éd.). 2019. *État et évolution des eaux souterraines en Suisse. Résultats de l'Observation nationale des eaux souterraines NAQUA, état 2016*. Berne : Office fédéral de l'environnement. *(État de l'environnement, no 1901)*, 144 p.

PATEL, H. 2020. « Batch and continuous fixed bed adsorption of heavy metals removal using activated charcoal from neem (*Azadirachta indica*) leaf powder ». *Scientific Reports* 10, 16895. https://doi.org/10.1038/s41598-020-72583-6

PRAVEENA, S. M., CHEEMA, M. S. & GUO, H.-R. 2019. « Non-nutritive artificial sweeteners as an emerging contaminant in the environment: A global review and risk perspectives ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 170, 699–707. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.048

REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE BADEN-WÜRTTEMBERG. Stabstelle PFAS am Regierungspräsidium Karlsruhe. *RPK Baden-Württemberg*. Disponible sur/verfügbar unter : https://rpk.baden-wuerttemberg.de/abt5/referat-52-gewaesser-und-boden/stabsstelle-pfas/ (consulté le/abgerufen am 15.12.2025)

REGION ALSACE. 2012. *INTERREG IV - Rapport final du projet Liaison Opérationnelle pour la Gestion de l'Aquifère Rhénan (LOGAR)*. Strasbourg : Région Grand Est. 252 p.

SACHER, F., LANGE, F. T., BRAUCH, H. J. & BLANKENHORN, I. 2001. « Pharmaceuticals in groundwaters: analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany ». *Journal of Chromatography A* 938, n° 1: 199–210. https://doi.org/10.1016/S0021-9673(01)01266-3

SANTÉ PUBLIQUE FRANCE. 2019.
Imprégnation de la population française par les composés perfluorés : Programme national de biosurveillance, Esteban 2014–2016.
Saint-Maurice : Santé publique France, septembre 2019, 58 p.
Disponible sur/verfügbar unter : https://www.santepubliquefrance.fr/

SCHEURER, M., BRAUCH, HJ. & LANGE, F.T. 2009.
« Analysis and occurrence of seven artificial sweeteners in German waste water and surface water and in soil aquifer treatment (SAT) ». *Anal Bioanal Chem* 394, 1585–1594.
https://doi.org/10.1007/s00216-009-2881-y

SCHYMANSKI, E. L., JEON, J., GULDE, R., FENNER, K., RUFF, M., SINGER, H. P. & HOLLENDER. J. 2014. «Identifying Small Molecules via High Resolution Mass Spectrometry: Communicating Confidence ». *Environmental Science & Technology* 48, n°4: 2097-2098.
https://doi.org/10.1021/es5002105

STANCOVA, V., PLHALOVA, L., BLAHOVA, J., ZIVNA, D., BARTOSKOVA, M., SIROKA, Z., MARSALEK, P. & SVOBODOVA, Z. 2017. « Effects of the pharmaceutical contaminants ibuprofen, diclofenac, and carbamazepine alone, and in combination, on oxidative stress parameters in early life stages of tench (*Tinca tinca*) ». *Veterinární medicína* 62, n° 2, p. 90-97.
https://doi.org/10.17221/125/2016-VETMED

TECHNOLOGIEZENTRUM WASSER (TZW). 2018.
Beurteilung der Grundwasserqualität im Gebiet Lange Erlen unter Berücksichtigung der betrieblichen und hydrologischen Randbedingungen – Wissenschaftliche Auswertung der Jahre 2011–2016. Karlsruhe: TZW.

TKACH, V. V., MOROZOVA, T. V., GAIVÃO, I. O. d. M., GOMES DE MIRANDA, N. G. d., IVANUSHKO, Y. G., MARTINS, J. I. F. d. P. & BARROS, A. N. 2025.
« Sucralose: A review of environmental, oxidative and genomic stress ». *Nutrients* 17, n° 13: 2199.
https://doi.org/10.3390/nu17132199

TOGOLA A., LESTREMAU F., SOULIER C. & COUREAU C., 2020.
Acquisition des données de screening environnemental dans le cadre du réseau de surveillance prospective. Réseau de Surveillance prospective-AQUAREF ; Rapport BRGM/RP-69967-FR

TOGOLA, A., GUILLEMAIN, C., LESTREMAU, F., COUREAU, C., MARGOUM, C., SOULIER, C. & LARDY FONTAN, S. 2020.
Applicabilité de la technique de screening non ciblé pour la surveillance prospective. Rapport BRGM/RP-70108-FR. Orléans : BRGM, 117 p.
Disponible sur/verfügbar unter :
http://ficheinfoterre.brgm.fr/document/RP-70108-FR

UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2020.
Ableitung eines gesundheitlichen Leitwerts für Trifluoressigsäure (TFA).
Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt.
Disponible sur/verfügbar unter :
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5620/dokumente/ableitung_eines_gesundheitlichen_leitwertes_fuer_trifluoressigsaeure_fuer_uba-homepage-20250731.pdf
(consulté le/abgerufen am 31.07.2025).

UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2022.
Reducing the input of chemicals into waters: trifluoroacetate (TFA) as a persistent and mobile substance with many sources.
Dessau-Roßlau Umweltbundesamt. Disponible sur/verfügbar unter :
https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/reducing-the-input-of-chemicals-into-waters
(consulté le/abgerufen am 31.07.2025).

UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2024.
Stakeholder-Dialog Spurenstoffstrategie.
Berlin: Umweltbundesamt. Disponible sur/verfügbar unter :
https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/stakeholder-dialog-spurenstoffstrategie
(consulté le/abgerufen am 31.07.2025).

UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2025.
Entry, occurrence, and effects of pharmaceuticals in the environment.
Berlin: Umweltbundesamt.
Disponible sur/verfügbar unter :
https://www.umweltbundesamt.de/en/entry-occurrence-effects-of-pharmaceuticals-in-the
(consulté le/abgerufen am 31.07.2025).

VAN HERWIJNEN, R. & FLEUREN, R. H. L. J. 2009.
Environmental risk limits for EDTA.
Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Letter report 601782028/2009.

VENGOSH, A., HEUMANN, K. G., JURASKE, S. & KASHER, R. 1994.
« Boron isotope application for tracing sources of contamination in groundwater ». *Environmental Science & Technology* 28, n° 11 : 1968–1974.
https://doi.org/10.1021/es00060a030

VIEIRA, C. E. D., DE JESUS, A. C., BRANCO, G. S., FADINI, P. S., DOS SANTOS, D. M., MOREIRA, R. G. 2025.
«Sublethal effects of diclofenac and ibuprofen, individually and in mixture, in a Neotropical fish: A multi-biomarker assessment under environmentally realistic concentrations ».
Aquatic Toxicology 289: 107609.
https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2025.107609

VILLEMIN, T. & COLETTA, B. 1990.
Subsidence in the Rhine Graben: a new compilation of borehole data.
In: *ICL-WG-3 Symposium*, 23-24 March 1990, Abstracts, Geol. Inst. Univ. Basel.

VINNÅ, L. R. & KIENZLER, P. 2025.
Herleitung des Grundwasserzuflusses in die Birs mittels Messungen der Wassertemperatur und des Abflusses.
Kurzbericht. Bâle: Scherrer AG.

WANG, Z., BUSER, A. M., COUSINS, I. T., DEMATTIO, S., DROST, W., JOHANSSON, O., OHNO, K. & al. 2021.
« A New OECD Definition for Per- and Polyfluoroalkyl Substances ».
Environmental Science & Technology 55, n° 23 : 15575-78.
https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06896

WIDORY, D., PETELET-GIRAUD, E., BRENOT, A., BRONDERS, J., TIREZ, K. & BOECKX, P. 2013.
« Improving the Management of Nitrate Pollution in Water by the Use of Isotope Monitoring: The δ15N, δ18O and δ11B Triptych ».
Isotopes in Environmental and Health Studies, 49, n°1 : 29–47.
https://doi.org/10.1080/10256016.2012.666540

WILKINSON, J. L., BOXALL, A. B. A., KOLPIN, D. W., & al. 2022.
« Pharmaceutical Pollution of the World's Rivers ».
Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 119, n°8: e2113947119.
https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119.

WITTMER, I., JUNGHANS, M., KIENLE, C., SINGER, H., EGGEN, R. et STAMM, C. 2014.
Micropolluants – Système d'évaluation des composés traces organiques issus de l'assainissement communal.
Dübendorf et Lausanne : Centre suisse d'écotoxicologie appliquée Eawag-EPFL, mandaté par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV).
Disponible sur/verfügbar unter :
https://www.centreecotox.ch/media/25545/beurteilungskonzept_f.pdf

WUNDERLIN, P., GULDE, R. & BOSSHARD, J. 10 janvier 2024.
« Erkenntnisse aus sieben Jahren Überprüfung des Reinigungseffekts ». *Aqua & Gas*.
Disponible sur/verfügbar unter :
https://www.aquaetgas.ch/wasser/abwasser/20240110_erkenntnisse-aus-sieben-jahren-%C3%BCberpr%C3%BCfung-des-reinigungseffekts/

GLOSSAIRE

Analyses non ciblées (Non Target Screening, NTS) : Ces méthodes permettent d'acquérir en une seule analyse une caractérisation chimique très complète de l'échantillon d'eau (appelée empreinte chimique). Cette empreinte chimique est enregistrée et stockée, et peut être traitée immédiatement ou a posteriori autant de fois que souhaité, afin d'identifier la présence de substances d'intérêt (répertoriées dans des bibliothèques très larges de substances), ou encore d'identifier des substances non connues sur la base de leurs spectres de masse. Le traitement de l'empreinte chimique a posteriori permet de révéler la présence de substances non recherchées à l'époque de l'analyse de l'échantillon.
Source : AQUAREF

Aquifère : Formation géologique continue ou discontinue, contenant de façon temporaire ou permanente de l'eau mobilisable, constituée de roches perméables (formation poreuse ou fissuré) et capable de la restituer naturellement ou par exploitation (drainage, pompage, etc.).
Source : Géorisques - BRGM

Contamination : Présence non naturelle de substance(s) anthropique(s) dans l'environnement.
Source : ERMES Alsace 2024

Dénitrification : La dénitrification est un phénomène biochimique de réduction des ions nitrates NO_3^- en ions ammonium NH_4^+ ou en azote gazeux N_2 sous l'action de bactéries spécifiques. Ce processus naturel est observé dans les eaux souterraines du Rhin supérieur, entre le nord de Strasbourg et Mayence, où les conditions d'oxydo-réduction sont favorables à cette transformation.
Source : ERMES 2016

Échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) : Les EIP introduits dans le milieu pendant une semaine à 15 jours préconcentrent les polluants. Ils ont l'avantage en règle générale de diminuer les limites de quantification et de garantir une meilleure représentativité temporelle de l'échantillonnage que les échantillonnages ponctuels (classiquement appliqués pour les cours d'eau), en fournissant une concentration moyennée sur la durée d'exposition.
Source : AQUAREF

Effet de matrice : Dans l'analyse de micropolluants, l'effet de matrice correspond à l'influence des composés co-présents dans l'échantillon sur la mesure de l'analyte ciblé, pouvant entraîner une suppression ou amplification du signal et ainsi impacter la concentration mesurée. Cet effet se produit fréquemment dans les milieux très chargés comme les eaux usées et de surface.
Source : Centre Ecotox Eawag-EPFL, 2014

Feature : Signal de NTS caractérisé par un rapport de masse sur charge (m/z), un temps de rétention (RT) et une intensité obtenue par le détecteur.

Fond géochimique : Concentrations naturelles théoriques des éléments traces, définies en l'absence d'influence humaine.

Fonds Européen de Développement Régional (FEDER) : Fonds ayant pour vocation de renforcer la cohésion économique et sociale dans l'Union européenne en corrigeant les déséquilibres entre ses régions. Il intervient dans le contexte des objectifs « Compétitivité » et « Coopération territoriale européenne » (=INTERREG) de la politique de

GLOSSAR

Abwasserindikator: Organische chemische Verbindung, die in messbarer Konzentration vorhanden ist und für eine Klasse von Schadstoffen aus häuslichen oder industriellen Abwässern repräsentativ ist. Sie dient als Marker, um die Auswirkungen von Kläranlageneinleitungen auf die Qualität der aufnehmenden Gewässer (einschließlich des Grundwassers) zu erkennen, zu verfolgen oder zu quantifizieren.

Bestimmungsgrenze (BG): Wert, unterhalb dessen ein Labor nicht in der Lage ist, die Konzentration des gesuchten Parameters genau zu bestimmen (weitere Informationen siehe **Abschnitt 4.1.4.1**).
Quelle: ERMES Alsace 2024

Bestimmungshäufigkeit: Vorkommen eines Stoffes im Grundwasser. Sie wird für jeden der untersuchten Stoffe wie folgt berechnet:

$$BG(\%) = \frac{(\text{Anzahl der Analysen,in denen der Stoff X quantifiziert wird})}{(\text{Anzahl der für den Stoff X durchgeführten Analysen})} \times 100$$

Denitrifikation: Die Denitrifikation ist ein biochemischer Vorgang, bei dem Nitrationen (NO_3^-) durch spezifische Bakterien in Ammoniumionen (NH_4^+) oder gasförmigen Stickstoff (N_2) umgewandelt werden. Dieser natürliche Vorgang ist im Grundwasser des Oberrheingrabens im Gebiet nördlich von Straßburg bis nach Mainz zu beobachten, da hier das Redoxmilieu die Umwandlung begünstigt.
Quelle: ERMES 2016

Europäischer Fonds für regionale Entwicklung (EFRE): Der europäische Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) ist zur Stärkung der wirtschaftlichen und sozialen Kohäsion der Europäischen Union durch den Abbau von Ungleichgewichten zwischen den Regionen Europas bestimmt. Er kommt für die Ziele „Wettbewerbsfähigkeit" und „Europäische territoriale Zusammenarbeit" (=INTERREG) der europäischen Kohäsionspolitik im Zeitraum 2021-2027 zum Einsatz. Die im Rahmen des Programms INTERREG VI Oberrhein eingesetzten Gemeinschaftsmittel stammen ausschließlich aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE).
Quelle: INTERREG Oberrhein

Feature: Ein Signal im NTS, das durch ein Masse-Ladungs-Verhältnis (m/z), eine Retentionszeit (RT) und eine vom Messsystem bestimmte Intensität definiert wird.

Geochemischer Hintergrund: Theoretische natürliche Konzentrationen von Spurenelementen, definiert ohne menschlichen Einfluss.

Gesundheitlicher Orientierungswert (GOW): Manche Stoffe besitzen aufgrund der ungesicherten Datenlage bzgl. ihrer Toxizität keine verbindlichen nationalen oder europäischen Grenzwerte. Dies gilt beispielweise für die nicht relevanten Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln sowie bestimmte PFAS und pharmazeutische Substanzen. In Deutschland kommt bei der Überwachung dieser Stoffe das Vorsichtsprinzip zur Anwendung. Daher werden vom Umweltbundesamt auf Basis der noch unsicheren Datenlage zu vorhandenen toxikologischen Bewertungen Gesundheitliche Orientierungswerte festgelegt. Bei Unterschreitung dieses Wertes ist bei lebenslanger Aufnahme über das Trinkwasser davon auszugehen, dass keine gesundheitliche Gefährdung des Menschen gegeben ist.
Quelle: Bundesumweltamt, UBA

cohésion pour la période 2021-2027. Les fonds européens mobilisés dans le cadre du Programme INTERREG VI Rhin supérieur proviennent exclusivement du fonds européen de développement régional.
Source : INTERREG Rhin supérieur

Fréquence de quantification : Niveau de présence d'une substance dans les eaux souterraines. Elle est calculée pour chacune des substances analysées de la manière suivante :

$$FQ(\%) = \frac{(\text{Nombre d'analyses où la substance X est quantifiée})}{(\text{Nombre d'analyses réalisées pour la substance X})} \times 100$$

Gesundheitlicher Orientierungswert (GOW) : Certaines molécules, par manque de connaissance sur leur toxicité, ne disposent pas de valeurs limites réglementaires nationales ou européennes. En Allemagne, le suivi de ces substances se base sur le principe de précaution. À partir des évaluations toxicologiques disponibles, des valeurs d'orientation sanitaire ont été arrêtées par l'agence fédérale allemande pour l'environnement (UBA). L'apport continu d'une substance à une concentration en deçà de la GOW et par l'intermédiaire de l'eau potable n'est pas supposé mettre en danger la santé humaine.
Source : Office fédéral allemand de l'environnement, UBA

Ion : Atome ou groupe d'atomes électriquement chargé(s) par suite de l'augmentation ou de la diminution numérique des électrons.
Source : Centre National des Ressources Textuelles et Lexicales

Leitwert (LW) : À la différence des GOW, des données toxicologiques complètes sont nécessaires pour calculer les valeurs guides pour l'eau potable (LWTW) selon des règles internationalement reconnues (par exemple, OMS (2022)). Ces données permettent de déterminer les seuils d'effet de substances spécifiques résultant d'expositions et d'effets chroniques, même à de faibles doses. Lorsque les lacunes dans les données relatives à une substance sont comblées, une GOW peut être remplacée par une LWTW.
Source : Office fédéral allemand de l'environnement, UBA

Limite de quantification (LQ) : Valeur en dessous de laquelle un laboratoire n'est pas en mesure de déterminer avec exactitude la concentration du paramètre recherché (pour plus d'informations, voir **partie 4.1.4.1**).
Source : ERMES Alsace 2024

Métabolite : Composé chimique synthétisé lors d'une phase de métabolisme d'une molécule mère. Dans ce contexte, un métabolite est une molécule de dégradation d'une molécule mère. On parlera généralement de métabolite de pesticide ou de substance pharmaceutique.
Source : ERMES 2016

Micropolluant : Substance toxique et indésirable détectable dans l'environnement à très faible concentration, en microgramme par litre (µg/L) ou nanogramme par litre (ng/L).
Source : ERMES Alsace 2024

Petit cycle de l'eau : Parcours de l'eau utilisé par l'être humain, depuis son prélèvement dans la nature jusqu'à son retour dans le milieu naturel après traitement. Il comprend notamment la production d'eau potable, sa distribution aux habitants, la collecte des eaux usées et leur traitement avant leur rejet dans l'environnement.
Source : Communauté d'agglomération Melun Val de Seine

Pollution : Une contamination devient une pollution si les niveaux de concentrations de la (ou les) substance(s) dépassent

Grundwasserleiter: Durchgehender oder unterbrochener Gesteinskörper aus wasserdurchlässigem Gestein (Porenräume, Klüfte/Spalten), der vorübergehend oder ständig Wasser auf natürlichem Weg oder infolge Förderung (Drainage, Abpumpen usw.) leitet.
Quelle: Géorisques – BRGM

Ion: Atom oder Gruppe von Atomen, die aufgrund einer erhöhten oder verringerten Elektronenanzahl elektrisch geladen sind.
Quelle: Centre National des Ressources Textuelles et Lexicales (Nationales Zentrum für Text- und Wortschatzressourcen)

Kläranlage (KLA): Bevor häusliche und industrielle Abwässer in Fließgewässer eingeleitet werden, werden sie in einer Kläranlage (oder Abwasseraufbereitungsanlage) mithilfe mechanischer, chemischer und biologischer Verfahren behandelt, um eine Belastung der Umwelt zu vermeiden. Im vorliegenden Bericht werden die Einleitungen des in einer Kläranlage gereinigten Abwassers in ein Einleitgewässer als Kläranlageneinleitungen (KLA-Einleitungen) bezeichnet.
Quelle: Eaufrance

Kleiner Wasserkreislauf: Der Weg des vom Menschen genutzten Wassers, von der Entnahme aus der Natur bis zur Rückführung in die Fließgewässer nach der Aufbereitung. Dazu gehören insbesondere die Trinkwassergewinnung, die Verteilung an die Bevölkerung, die Sammlung von Abwasser und dessen Aufbereitung vor der Einleitung in die Fließgewässer.
Quelle: Gemeindeverband Melun Val de Seine

Kontamination: Unnatürliches Vorkommen anthropogener Substanzen in der Umwelt.
Quelle: ERMES Alsace 2024

Leitwert (LW): Eine umfassende toxikologische Datenlage ist für die Berechnung von **Trinkwasserleitwerten** (LWTW) nach international anerkannten Regeln erforderlich (z.B. WHO (2022)). Diese reichen aus, um Effektschwellen spezifischer Substanzen infolge chronischer Expositionen und Wirkungen auch bei niedrigen Stoffdosen bestimmen zu können. Wenn die Datenlücke eines Stoffes geschlossen wird, kann ein GOW durch einen LWTW abgelöst werden.
Quelle: Bundesumweltamt, UBA

Matrixeffekt: Bei der Analyse von Spurenstoffen bezeichnet der Matrixeffekt den Einfluss der in der Probe gleichzeitig vorhandenen Verbindungen auf die Messung des Zielanalyten. Dies kann zu einer Unterdrückung oder Verstärkung des Signals führen und somit die gemessene Konzentration beeinflussen. Dieser Effekt tritt häufig in stark belasteten Medien wie Abwasser und Oberflächengewässern auf.
Quelle: Oekotoxzentrum Eawag-EPFL, 2014

Metabolit: Metaboliten sind Zwischenprodukte, die beim Stoffwechsel (Metabolismus) eines Ausgangsstoffes entstehen. Ein Metabolit ist also ein Abbauprodukt des Ausgangsstoffs. Man spricht von Metaboliten/Abbauprodukten von Pflanzenschutzmitteln oder pharmazeutischen Substanzen.
Quelle: ERMES 2016

Mischsystem: Ableitungssystem, bei dem Abwasser und Regenwasser in einer gemeinsamen Leitung gemischt abgeführt werden Das Mischverfahren ist sowohl wirtschaftlich von Vorteil, da nur ein Kanalsystem installiert und bewirtschaftet werden muss, als auch weniger komplex, da Fehlanschlüsse vermieden werden. Es erfordert jedoch bei der Planung und

une valeur seuil (ex : limite de potabilité) pouvant induire un risque sanitaire ou environnemental.
Source : ERMES Alsace 2024

Quatrième étape de traitement : La quatrième étape de traitement correspond à un traitement supplémentaire appliqué dans les stations d'épuration afin de réduire les micropolluants organiques qui ne sont pas suffisamment éliminés par les procédés conventionnels d'épuration. Elle repose généralement sur des procédés tels que l'ozonation ou l'adsorption sur charbon actif.
Source : EAWAG

Réseau unitaire : Réseau évacuant dans les mêmes canalisations les eaux usées domestiques et les eaux pluviales. Le réseau unitaire cumule les avantages de l'économie (un seul réseau à construire et à gérer) et de la simplicité (toute erreur de branchement est exclue, par définition), mais nécessite de tenir compte des brutales variations de débit des eaux pluviales dans la conception et le dimensionnement des collecteurs et des ouvrages de traitement.
Source : Eaufrance

Site pilote : Zone d'étude destinée à caractériser l'apport de micropolluants urbains et domestiques dans les eaux souterraines, en contexte d'échanges nappe/rivière. Il s'agit d'un périmètre composé d'un tronçon de rivière de taille plurikilométrique, en relation hydraulique avec la nappe phréatique et récepteur de rejets d'eaux usées traitées issus de STEU.

Station de traitement des eaux usées (STEU) : Avant le rejet des eaux usées (ayant été produites par l'Homme) dans le milieu naturel, celles-ci sont traitées dans une station de traitement des eaux usées (ou station d'épuration) grâce à des procédés mécaniques, chimiques et biologiques afin de ne pas altérer l'environnement. Le terme d'« effluent de STEU » est également employé dans le présent rapport pour désigner les rejets d'eaux usées traitées.
Source : Eaufrance

Substance indicatrice de rejet de STEU : Composé chimique organique présent en concentration quantifiable et représentatif d'une classe de contaminants issus d'effluents domestiques ou industriels. Elle sert de marqueur pour détecter, tracer ou quantifier l'impact des effluents de STEU sur la qualité des milieux récepteurs (dont les eaux souterraines).

Valeur seuil : Valeur limite au-delà de laquelle un phénomène physique, chimique ou biologique peut provoquer un effet donné.
Source : Eaufrance

Auslegung der Sammelkanäle und Kläranlagen die Berücksichtigung plötzlicher Schwankungen des Regenwasserabflusses.
Quelle: Eaufrance

Non Target Screening (NTS): NTS bietet die Möglichkeit, mittels einer einzigen Untersuchung eine integrale chemische Charakterisierung einer Gewässerprobe (chemischer Fingerabdruck) zu erhalten. Dieser Fingerabdruck wird aufgezeichnet und gespeichert und kann sofort oder zu einem späteren Zeitpunkt beliebig oft ausgewertet werden, um relevante Stoffe (die in umfangreichen Stoffdatenbanken erfasst sind) nachzuweisen oder auch vorab unbekannte Stoffe anhand ihrer Massenspektren zu identifizieren. Bei späteren Auswertungen der Massenspektren können Stoffe erkannt werden, die zum Zeitpunkt der Analyse der Probe noch nicht untersucht wurden.
Quelle: AQUAREF

Passive integrative Probenehmer: Die über einen Zeitraum von ein bis zwei Wochen im Wasser installierten Probenehmer reichern Stoffe an. Ihr Vorteil ist, dass die Bestimmungsgrenzen in der Regel geringer sind und die Probenahmen zeitlich repräsentativer sind als punktuelle Probenahmen (die üblicherweise bei Fließgewässern angewendet werden), da sie die Durchschnittskonzentration für die gesamte Expositionsdauer liefern.
Quelle: AQUAREF

Pilotgebiet: Untersuchungsgebiet zur Charakterisierung des Eintrags von städtischen und häuslichen Spurenstoffen in das Grundwasser im Zusammenhang mit dem Austausch zwischen Fließgewässern und Grundwasser. Es handelt sich um einen mehrere Kilometer langen Abschnitt eines Fließgewässers, das aufbereitetes Abwasser aus Kläranlagen aufnimmt und in hydraulischer Verbindung mit dem Grundwasser steht.

Schwellenwert: Grenzwert, ab dem ein physikalisches, chemisches oder biologisches Phänomen eine bestimmte Wirkung auslösen kann.
Quelle: ERMES 2016

Spurenstoffe: Unerwünschte, anthropogene Substanzen, die in der Umwelt in sehr geringer Konzentration, in Mikrogramm pro Liter (µg/L) oder Nanogramm pro Liter (ng/L), nachweisbar sind. Manche Spurenstoffe können bereits in geringen Konzentrationen negative Auswirkungen auf Organismen und die Umwelt haben.

Verschmutzung: Eine Kontamination wird zu einer Verschmutzung, wenn die Konzentrationen des Stoffes (oder der Stoffe) einen Schwellenwert (z. B. Trinkwassergrenze) überschreiten, der ein Gesundheits- oder Umweltrisiko darstellen kann.
Quelle: ERMES Alsace 2024

Vierte Reinigungsstufe: Die vierte Reinigungsstufe entspricht einer zusätzlichen Behandlung in Kläranlagen, um organische Spurenstoffe zu reduzieren, die durch herkömmliche Reinigungsverfahren nicht ausreichend entfernt werden. Sie basiert in der Regel auf Verfahren wie Ozonung oder Aktivkohleadsorption.
Quelle: EAWAG

ANNEXE 1 : LISTE COMMUNE DE PARAMÈTRES DE L'AXE 1

ANHANG 1: GEMEINSAME PARAMETERLISTE VON SCHWERPUNKT 1

						Toute la zone/Insgesamt			AL		
Code Sandre (FR)	N°CAS/ CAS-Nummer	Nom du paramètre (FR)	Parameter (DE)	Nom abrégé/ Abgekürzter Name	Unité/ Einheit	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messstellen	LQ min-max/ BG min-max	Nb. de partenaires/ Anz. der Partner	Nb. points de mesure/ Anz. der Messstellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem
Paramètres physico-chimiques/Physikalisch-chemische Parameter											
1335	14798-03-9	Ammonium	Ammonium	NH4+	mg(NH4)/L	1481	0,004 - 0,1	6	523	0,004	2023
1374	7440-70-2	Calcium	Calcium	Ca	mg(Ca)/L	1464	0,1 - 10	6	524	1	2023
1841		Carbone Organique Dissous (COD)	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	C Orga	mg(C)/L	1465	0,1 - 1	6	524	0,3	2023
1337	16887-00-6	Chlorures	Chlorid	Cl-	mg(Cl)/L	1492	0,1 - 5	6	524	0,5	2023
1303		Conductivité à 25°C	Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C	Conductiv.	µS/cm	1461	1 - 10	6	524	5	2023
7073	16984-48-8	Fluorure anion	Fluorid	F-	mg(F)/L	1171	0,01 - 0,2	5	524	0,01	2023
1327	71-52-3	Hydrogénocarbonates	Hydrogencarbonat	HCO3-	mg(HCO3)/L	1486	5,5 - 10	6	524	6	2023
1372	7439-95-4	Magnesium	Magnesium	Mg	mg(Mg)/L	1493	0,01 - 2	6	524	0,5	2023
1340	14797-55-8	Nitrates	Nitrat	NO3-	mg(NO3)/L	1493	0,01 - 1	6	524	0,5	2023
1339	14797-65-0	Nitrites	Nitrit	NO2-	mg(NO2)/L	1495	0,003 - 0,05	6	524	0,01	2023
1433	14265-44-2	Orthophosphates	Ortho-phosphat	Orthophosp	mg(PO4)/L	1421	0,01 - 0,092	5	514	0,02	2023
1311	7782-44-7	Oxygène dissous	Gelöster Sauerstoff	O2 dissous	mg(O2)/L	1450	0,1 - 0,5	6	524	0,5	2023
1302		pH	pH-Wert	pH	/	1478	1 - 2	6	524	2	2023
1350	7723-14-0	Phosphore total	Phosphor gesamt	P total	mg(P)/L	1432	0,003 - 0,05	4	524	0,01	2023
1367	7440-09-7	Potassium	Kalium	K	mg(K)/L	1493	0,025 - 1	6	524	0,5	2023
1375	7440-23-5	Sodium	Natrium	Na	mg(Na)/L	1492	0,01 - 2	6	524	0,5	2023
1338	14808-79-8	Sulfates	Sulfat	SO4-	mg(SO4)/L	1496	0,5 - 5	6	524	0,5	2023
1312		Taux de saturation en oxygène	Sauerstoffsättigungsindex	SATUR.O2	%	937	1	4	513		2023
1301		Température de l'eau	Wassertemperatur	Temp. eau	°C	1479	-2	6	522	-2	2023
1347		Titre alcalimétrique complet (TAC)	Summe Erdalkalien (Gesamthärte)	TAC	°f	979	0,445 - 0,5	4	524	0,5	2023
Pesticides et métabolites/Pflanzenschutzmittel und Metaboliten (PSM)											
1212	94-74-6	2,4-MCPA	2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	2,4-MCPA	µg/L	1327	0,002 - 0,05	6	524	0,002	2023
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamide	2,6-Dichlorobenzamid	Dichlorob	µg/L	1274	0,002 - 0,05	6	517	0,002	2023
6856	187022-11-3	Acetochlore ESA	Acetochlor ESA	AcetoClESA	µg/L	1067	0,02 - 0,05	3	524	0,02	2023
6862	194992-44-4	Acetochlore OXA	Acetochlor OXA	AcetoClOXA	µg/L	1067	0,02 - 0,05	3	524	0,02	2023
1141	94-75-7	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D)	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	24D	µg/L	1122	0,002 - 0,05	5	524	0,002	2023
1101	15972-60-8	Alachlore	Alachlor	Alachlore	µg/L	1081	0,002 - 0,05	3	516	0,002	2023
1907	1066-51-9	AMPA (Aminomethylphosphonic Acid)	AMPA (Aminomethylphosphonic Acid)	AMPA	µg/L	798	0,02 - 0,1	3	524	0,02	2023
1107	1912-24-9	Atrazine	Atrazin	Atrazine	µg/L	1323	0,002 - 0,05	6	517	0,002	2023
7522	113614-08-7	Beflubutamide	Beflubutamid	Beflu	µg/L	1058	0,02 - 0,05	3	524	0,03	2023
1113	25057-89-0	Bentazone	Bentazon	Bentazone	µg/L	1327	0,001 - 0,05	6	524	0,002	2023
5526	188425-85-6	Boscalid	Boscalid	Boscalid	µg/L	1117	0,002 - 0,05	5	517	0,002	2023
1686	314-40-9	Bromacil	Bromacil	Bromacil	µg/L	1291	0,002 - 0,05	4	524	0,002	2023
1133	1698-60-8	Chloridazone	Chloridazon	Chloridazo	µg/L	1300	0,002 - 0,05	6	517	0,002	2023
6378	6339-19-1	Chloridazone desphenyl	Chloridazon desphenyl	DPhCldzn	µg/L	1297	0,005 - 0,05	6	524	0,05	2023
6379	17254-80-7	Chloridazone methyl desphenyl	Chloridazon methyl desphenyl	MeDPhCldzn	µg/L	1299	0,003 - 0,05	6	524	0,02	2023
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil R417888	Chlorthalonil-sulfonsäure R417888	MetChlorot	µg/L	1169	0,0025 - 0,1	6	524	0,1	2023
8865		Chlorothalonil R471811	Chlorthalonil R471811	ClR471811	µg/L	1060	0,01 - 0,1	4	524	0,1	2023
1136	15545-48-9	Chlortoluron	Chlortoluron	Chlortolu	µg/L	1314	0,001 - 0,05	6	517	0,002	2023
1137	21725-46-2	Cyanazine	Cyanazin	Cyanazine	µg/L	1082	0,002 - 0,05	3	517	0,002	2023
1109	1007-28-9	Déisopropyl-atrazine	Desisopropylatrazin	DIA	µg/L	1323	0,002 - 0,05	6	517	0,005	2023
1108	6190-65-4	Déséthyl-atrazine	Desethylatrazin	Atraz dés	µg/L	1323	0,002 - 0,05	6	517	0,002	2023
1830	3397-62-4	Déséthyl-déisopropyl-atrazine (DEDIA)	Desethyl-Desisopropylatrazin (DEDIA)	DeDIA	µg/L	1049	0,03 - 0,05	3	524	0,03	2023
1480	1918-00-9	Dicamba	Dicamba	Dicamba	µg/L	997	0,005 - 0,05	3	524	0,005	2023
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP)	Dichlorprop (2,4-DP)	Dichlorpro	µg/L	1327	0,002 - 0,05	6	524	0,002	2023
1814	83164-33-4	Diflufenicanil	Diflufenican	Diflufenic	µg/L	1108	0,002 - 0,05	5	517	0,002	2023
2546	50563-36-5	Dimétachlore	Dimetachlor	Dimétachlo	µg/L	1169	0,002 - 0,05	6	517	0,002	2023
7727	1418095-08-5	Dimethachlore CGA 369873	Dimethachlor CGA 369873	CGA 369873	µg/L	1079	0,002 - 0,05	5	524	0,01	2023
6381	1231710-75-0	Dimethachlore ESA	Dimethachlor ESA	Dimet-ESA	µg/L	1187	0,005 - 0,05	6	522	0,005	2023
6380	1086384-49-7	Dimethachlore OXA	Dimethachlor OXA	Dimet-OXA	µg/L	1096	0,005 - 0,05	5	519	0,005	2023
1678	87674-68-8	Dimethenamide	Dimethenamid	Dimethamid	µg/L	1190	0,001 - 0,05	6	517	0,002	2023
6865	205939-58-8	Dimethenamide ESA	Dimethenamid ESA	DmetamiESA	µg/L	1170	0,005 - 0,05	6	524	0,005	2023
7735	380412-59-9	Dimethenamide OXA	Dimethenamid OXA	DmetamiOXA	µg/L	1064	0,005 - 0,05	3	524	0,005	2023
1175	60-51-5	Dimethoate	Dimethoat	Diméthoate	µg/L	1118	0,001 - 0,05	5	517	0,005	2023
1177	330-54-1	Diuron	DCMU	Diuron	µg/L	1319	0,001 - 0,05	6	524	0,002	2023
1763	30043-49-3	Ethidimuron	Ethidimuron	Ethidimuro	µg/L	1238	0,002 - 0,05	4	524	0,002	2023
6864	201668-32-8	Flufenacet ESA	Flufenacet ESA	FlufenaESA	µg/L	1140	0,005 - 0,05	4	524	0,005	2023
6863	201668-31-7	Flufenacet OXA	Flufenacet OXA	FlufenaOxa	µg/L	1067	0,005 - 0,05	3	524	0,005	2023
2008	96525-23-4	Flurtamone	Flurtamone	Flurtamone	µg/L	1067	0,002 - 0,02	3	524	0,002	2023
1194	85509-19-9	Flusilazole	Flusilazol	Flusilazol	µg/L	1058	0,002 - 0,05	3	517	0,002	2023
1506	1071-83-6	Glyphosate	Glyphosat	Glyphosate	µg/L	798	0,02 - 0,1	3	524	0,02	2023
1203	58-89-9	Hexachlorocyclohexane gamma	γ-Hexachlorcyclohexan	HCH gamma	µg/L	818	0,001 - 0,05	3	524	0,001	2023
1673	51235-04-2	Hexazinone	Hexazinon	Hexazinone	µg/L	1261	0,002 - 0,05	4	517	0,002	2023
1208	34123-59-6	Isoproturon	Isoproturon	Isoprotu.	µg/L	1314	0,001 - 0,05	6	517	0,002	2023
1209	330-55-2	Linuron	Linuron	Linuron	µg/L	1107	0,002 - 0,05	5	517	0,005	2023
1214	7085-19-0	Mecoprop Total (MCPP)	Mecoprop Total (MCPP)	Mécoprop	µg/L	1327	0,002 - 0,05	6	524	0,002	2023
1706	57837-19-1	Métalaxyl	Metalaxyl	Métalaxyl	µg/L	1170	0,002 - 0,05	6	517	0,002	2023
7896	104390-56-9	Métalaxyl Métabolite CGA 108906	Metalaxyl Metabolit CGA 108906	CGA108906	µg/L	1061	0,05 - 0,1	3	524	0,1	2023
7895	75596-99-5	Métalaxyl Métabolite CGA 62826	Metalaxyl Metabolit CGA 62826	CGA62826	µg/L	629	0,03 - 0,05	3			
1215	41394-05-2	Metamitrone	Metamitron	Métamitron	µg/L	1095	0,002 - 0,05	5	517	0,002	2023
1670	67129-08-2	Métazachlore	Metazachlor	Métazachlo	µg/L	1322	0,002 - 0,05	6	517	0,002	2023
6895	172960-62-2	Métazachlore ESA	Metazachlor ESA	MetazClESA	µg/L	1282	0,01 - 0,05	6	524	0,01	2023
6894	1231244-60-2	Métazachlore OXA	Metazachlor OXA	MetazClOXA	µg/L	1114	0,01 - 0,05	5	524	0,01	2023
1216	18691-97-9	Methabenzthiazuron	Methabenzthiazuron	Méthabenzt	µg/L	1070	0,005 - 0,05	3	517	0,005	2023
7731	1217465-10-5	Métolachlore CGA 357704	Metolachlor CGA 357704	CGA 357704	µg/L	1051	0,02 - 0,05	3	524	0,02	2023
7730	1173021-76-5	Métolachlore CGA 368208	Metolachlor CGA 368208	CGA 368208	µg/L	1173	0,002 - 0,1	6	524	0,1	2023
6854	171118-09-5	Métolachlore ESA	Metolachlor ESA	MetolClESA	µg/L	1267	0,005 - 0,05	6	524	0,01	2023
7729	1418095-19-8	Métolachlore NOA 413173	Metolachlor NOA 413173	NOA 413173	µg/L	1068	0,01 - 0,05	5	524	0,02	2023
6853	152019-73-3	Métolachlore OXA	Metolachlor OXA	MetolClOXA	µg/L	1278	0,005 - 0,05	6	524	0,005	2023
1221	51218-45-2	Métolachlore Total	Metolachlor Total	Métolachlo	µg/L	1289	0,002 - 0,07	6	517	0,005	2023
1225	21087-64-9	Metribuzine	Metribuzin	Métribuzin	µg/L	1114	0,002 - 0,05	5	517	0,002	2023
7618	4710-17-2	N,N-diméthyl-N'-phénylsulphamide	N,N-Dimethyl-N'-phenylsulfamid (DMSA)	DMSA	µg/L	1066	0,05 - 1	3	524	1	2023
6384	3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamide (DMS)	N,N-Dimethylsulfamid (DMS)	DMS	µg/L	1254	0,05 - 0,1	4	524	0,1	2023
1882	111991-09-4	Nicosulfuron	Nicosulfuron	Nicosulfur	µg/L	1169	0,001 - 0,05	6	517	0,005	2023
1256	139-40-2	Propazine	Propazin	Propazine	µg/L	1297	0,002 - 0,05	5	517	0,005	2023
1263	122-34-9	Simazine	Simazin	Simazine	µg/L	1323	0,001 - 0,05	6	517	0,002	2023
1268	5915-41-3	Terbuthylazine	Terbuthylazin	Terbuthyl.	µg/L	1321	0,001 - 0,06	6	517	0,002	2023
1954	66753-07-9	Terbuthylazine-2-hydroxy	Terbuthylazin-2-hydroxy	HydroxyTBA	µg/L	1064	0,005 - 0,05	3	524	0,005	2023
2045	30125-63-4	Terbuthylazine-desethyl	Terbuthylazin-desethyl	terbutdes	µg/L	1290	0,002 - 0,05	6	517	0,002	2023
1269	886-50-0	Terbutryne	Terbutryn	Terbutryne	µg/L	1117	0,001 - 0,05	5	517	0,002	2023
7087	142469-14-5	Tritosulfuron	Tritosulfuron	Tritosul	µg/L	1102	0,005 - 0,1	5	524	0,1	2023

BW			HE			RP			BS			BL		
Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem
439	0,01 - 0,05	2023	211	0,006 - 0,1	2022 - 2024	272	0,03	2022 - 2024	19	0,013	2023	17	0,0106	2024
422	1	2023	211	0,1 - 2,5	2022 - 2024	271	1	2022 - 2024	19	2,5	2023	17	10	2024
442	0,2	2023	191	1	2022 - 2024	272	1	2022 - 2024	19	0,2	2023	17	0,1	2024
450	0,5	2023	211	1	2022 - 2024	271	5	2022 - 2024	19	1,5	2023	17	0,1	2024
452		2023	177		2022 - 2024	272		2022 - 2024	19	10	2023	17	1	2024
435	0,05	2023	176	0,1 - 0,2	2022 - 2024				19	0,03	2023	17	0,1	2024
445		2023	209		2022 - 2024	272	6,1017	2022 - 2024	19	5,5	2023	17	10	2024
450	0,5	2023	211	0,1 - 1	2022 - 2024	272	0,1	2022 - 2024	19	2	2023	17	0,01	2024
452	0,5	2023	209	0,01 - 1	2022 - 2024	272	0,2	2022 - 2024	19	0,2656	2023	17	0,1	2024
452	0,01	2023	211	0,01 - 0,05	2022 - 2024	272	0,02	2022 - 2024	19	0,0131	2023	17	0,003	2024
441	0,01 - 0,03	2023	177	0,03 - 0,092	2023 - 2024	270	0,01	2022 - 2024	19	0,013	2023			
408	0,4 - 0,5	2023	210		2022 - 2024	272		2022 - 2024	19	0,1	2023	17		2024
446		2023	200		2022 - 2024	272		2022 - 2024	19	1	2023	17		2024
433	0,003 - 0,005	2023	203	0,01 - 0,05	2022 - 2024	272	0,01	2022 - 2024						
450	0,5	2023	211	0,1	2022 - 2024	272	1	2022 - 2024	19	0,25	2023	17	0,025	2024
449	0,5	2023	211	0,1 - 1,5	2022 - 2024	272	1	2022 - 2024	19	2	2023	17	0,01	2024
454	1	2023	211	1	2022 - 2024	271	5	2022 - 2024	19	2,5	2023	17	0,5	2024
331		2023	74		2022 - 2024				19	1	2023			
444		2023	205		2022 - 2024	272		2022 - 2024	19		2023	17		2024
419		2023							19	0,445	2023	17		2024
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	108	0,02	2022 - 2024	19	0,002	2023	17	0,003	2024
448	0,05	2023	171	0,01 - 0,05	2022 - 2024	102	0,03	2022 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
454	0,05	2023				89	0,05	2023 - 2024						
454	0,05	2023				89	0,05	2023 - 2024						
454	0,05	2023				108	0,02	2022 - 2024	19	0,003	2023	17	0,003	2024
454	0,05	2023				111	0,015	2022 - 2024						
			170	0,1	2022 - 2024	104	0,05	2022 - 2024						
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	111	0,003	2022 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
445	0,05	2023				89	0,02	2023 - 2024						
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	108	0,02	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
453	0,05	2023				111	0,02	2022 - 2024	19	0,003	2023	17	0,003	2024
445	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	117	0,03	2022 - 2024						
454	0,05	2023	176	0,01 - 0,05	2022 - 2024	117	0,03	2022 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
449	0,05	2023	171	0,05	2022 - 2024	117	0,04	2022 - 2024	19	0,005	2023	17	0,005	2024
451	0,05	2023	171	0,01 - 0,05	2022 - 2024	117	0,03	2022 - 2024	19	0,005	2023	17	0,003	2024
447	0,05	2023	73	0,01	2024	89	0,05	2023 - 2024	19	0,0025	2023	17	0,003	2024
444	0,05	2023	73	0,01	2024				19	0,02	2023			
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	102	0,03	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
454	0,05	2023				111	0,02	2022 - 2024						
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	111	0,006	2022 - 2024	19	0,003	2023	17	0,002	2024
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	111	0,006	2022 - 2024	19	0,003	2023	17	0,002	2024
452	0,05	2023	73	0,03	2024									
454	0,05	2023							19	0,025	2023			
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	108	0,02	2022 - 2024	19	0,005	2023	17	0,005	2024
453	0,05	2023				102	0,03	2022 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
454	0,05	2023	73	0,02	2024	89	0,02	2023 - 2024	19	0,005	2023	17	0,005	2024
446	0,05	2023	73	0,03	2024				19	0,003	2023	17	0,002	2024
454	0,05	2023	73	0,01	2024	102	0,03	2022 - 2024	19	0,01	2023	17	0,005	2024
452	0,05	2023				89	0,03 - 0,05	2023 - 2024	19	0,025	2023	17	0,025	2024
453	0,05	2023	73	0,02	2024	111	0,01	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
448	0,05	2023	73	0,03	2024	89	0,05	2023 - 2024	19	0,01	2023	17	0,005	2024
452	0,05	2023				88	0,05	2023 - 2024						
454	0,05	2023				111	0,005	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
452	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	102	0,03	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
454	0,05	2023	171	0,01 - 0,05	2022 - 2024	89	0,02	2023 - 2024						
454	0,05	2023	73	0,03	2024	89	0,05	2023 - 2024						
454	0,05	2023				89	0,05	2023 - 2024						
454	0,01	2023				89	0,02	2023 - 2024						
452	0,05	2023				89	0,02	2023 - 2024						
			170	0,1	2022 - 2024	104	0,05	2022 - 2024						
			205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024						
450	0,05	2023	205	0,02 - 0,05	2022 - 2024	89	0,02	2023 - 2024						
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	102	0,03	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
452	0,05	2023				102	0,03	2022 - 2024	19	0,0025	2023	17	0,002	2024
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	108	0,02	2022 - 2024	19	0,003	2023	17	0,003	2024
454	0,05	2023	74	0,01 - 0,02	2024	89	0,02	2023 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
454	0,05	2023				83	0,05	2023 - 2024						
454	0,05	2023	73	0,03	2024	102	0,03	2022 - 2024						
453	0,05	2023				89	0,02	2023 - 2024	19	0,005	2023	17	0,005	2024
453	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	111	0,007	2022 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
450	0,05	2023	170	0,05	2022 - 2024	102	0,03	2022 - 2024	19	0,01	2023	17	0,01	2024
452	0,05	2023				102	0,03	2022 - 2024	19	0,01	2023	17	0,01	2024
451	0,05	2023				102	0,03	2022 - 2024						
454	0,05	2023	73	0,03	2024									
451	0,05	2023	73	0,05	2024	89	0,05	2023 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
435	0,05	2023	170	0,05	2022 - 2024	102	0,03	2022 - 2024	19	0,005	2023	17	0,01	2024
435	0,05	2023	73	0,03	2024				19	0,01	2023	17	0,01	2024
446	0,05	2023	170	0,05	2022 - 2024	102	0,03	2022 - 2024	19	0,01	2023	17	0,02	2024
454	0,05	2023	171	0,01 - 0,07	2022 - 2024	111	0,008	2022 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
450	0,05	2023				111	0,015	2022 - 2024	19	0,003	2023	17	0,003	2024
453	0,05	2023				89	0,05	2023 - 2024						
442	0,05	2023	171	0,05	2022 - 2024	117	0,05	2022 - 2024						
454	0,05	2023	73	0,01	2024	89	0,02	2023 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
445	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	111	0,003	2022 - 2024	19	0,002	2023			
454	0,05	2023	205	0,01 - 0,05	2022 - 2024	111	0,003	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
452	0,05	2023	205	0,01 - 0,06	2022 - 2024	111	0,003	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
452	0,05	2023				88	0,02	2023 - 2024						
450	0,05	2023	176	0,01 - 0,05	2022 - 2024	111	0,005	2022 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
453	0,05	2023				111	0,01	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
454	0,05	2023				88	0,02	2023 - 2024	19	0,005	2023	17	0,005	2024

						Toute la zone/Insgesamt			AL		
Code Sandre (FR)	N°CAS/ CAS-Nummer	Nom du paramètre (FR)	Parameter (DE)	Nom abrégé/ Abgekürzter Name	Unité/ Einheit	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messstellen	LQ min-max/ BG min-max	Nb. de partenaires/ Anz. der Partner	Nb. points de mesure/ Anz. der Messstellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem
Substances per- et polyfluoroalkylées/Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)											
7893	**27619-97-2**	**6:2 FTSA**	**6:2 Fluortelomer-sulfonsäure**	**6:2 FTSA**	**µg/L**	948	**0,001 - 0,01**	6	205	**0,001**	2023
6025	375-73-5	Acide perfluorobutanesulfonique (PFBS)	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	PFBS	µg/L	936	0,001 - 0,005	6	205	0,001	2023
5980	**375-22-4**	**Acide perfluorobutanoïque (PFBA)**	**Perfluorbutansäure (PFBA)**	**PFBA**	**µg/L**	926	**0,001 - 0,01**	6	205	**0,001**	2023
5347	335-67-1	Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	Perfluoroctansäure (PFOA)	PFOA	µg/L	948	0,001 - 0,01	6	205	0,001	2023
6550	**335-77-3**	**Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS)**	**Perfluordecansulfonsäure (PFDS)**	**PFDS**	**µg/L**	860	**0,001 - 0,003**	5	205	**0,001**	2023
6509	335-76-2	Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	Perfluordecansäure (PFDA)	PFDA	µg/L	953	0,001 - 0,005	6	205	0,001	2023
8741	**79780-39-5**	**Acide perfluorododécane sulfonique (PFDoDS)**	**Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)**	**PFDoDS**	**µg/L**	841	**0,001 - 0,005**	5	205	**0,001**	2023
6507	307-55-1	Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA)	Perfluordodecansäure (PFDoDA)	PFDoA/PFDoDA	µg/L	948	0,001 - 0,01	6	205	0,001	2023
6542	**375-92-8**	**Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS)**	**Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)**	**PFHpS**	**µg/L**	942	**0,001 - 0,005**	6	205	**0,001**	2023
5977	375-85-9	Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)	Perfluorheptansäure (PFHpA)	PFHpA	µg/L	947	0,001 - 0,005	6	205	0,001	2023
6830	**355-46-4**	**Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)**	**Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)**	**PFHS**	**µg/L**	948	**0,001 - 0,005**	6	205	**0,001**	2023
5978	307-24-4	Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	Perfluorhexansäure (PFHxA)	PFHxA	µg/L	949	0,001 - 0,005	6	205	0,001	2023
8739	**68259-12-1**	**Acide perfluorononane sulfonique (PFNS)**	**Perfluornonansulfonsäure (PFNS)**	**PFNS**	**µg/L**	848	**0,001 - 0,005**	5	205	**0,001**	2023
6508	375-95-1	Acide perfluorononanoïque (PFNA)	Perfluornonansäure (PFNA)	PFNA	µg/L	954	0,001 - 0,005	6	205	0,001	2023
6561	**1763-23-1**	**Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)**	**Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)**	**PFOS**	**µg/L**	946	**0,0002 - 0,01**	6	205	**0,0002**	2023
8738	2706-91-4	Acide perfluoropentanesulfonique (PFPeS)	Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	PFPeS	µg/L	895	0,001 - 0,005	6	205	0,001	2023
5979	**2706-90-3**	**Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)**	**Perfluorpentansäure (PFPeA)**	**PFPeA**	**µg/L**	948	**0,001 - 0,005**	6	205	**0,001**	2023
6547	376-06-7	Acide perfluorotétradécanoïque (PFTeDA)	Perfluortetradecansäure (PFTeDA)	PFTeA	µg/L	860	0,001 - 0,005	5	205	0,001	2023
8742	**791563-89-8**	**Acide perfluorotridécane sulfonique (PFTrDS)**	**Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)**	**PFTrDS**	**µg/L**	825	**0,001 - 0,005**	4	205	**0,001**	2023
6549	72629-94-8	Acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA)	Perfluortridecansäure (PFTrDA)	PFTrA	µg/L	843	0,001 - 0,005	5	205	0,001	2023
8740	**749786-16-1**	**Acide perfluoroundécane sulfonique (PFUnDS)**	**Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)**	**PFUnDS**	**µg/L**	825	**0,001**	4	205	**0,001**	2023
6510	2058-94-8	Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA)	Perfluorundecansäure (PFUnDA)	PFUnA	µg/L	952	0,001 - 0,01	6	205	0,001	2023
8858	**76-05-1**	**Acide trifluoracétique (TFA)**	**Trifluoressigsäure (TFA)**	**TFA**	**µg/L**	776	**0,05 - 0,1**	4	199	**0,1**	2023
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide (PFOSA)	Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)	PFOSA	µg/L	831	0,001 - 0,01	5	205	0,001	2023
Substances pharmaceutiques/Pharmazeutische Substanzen											
7597	**58955-93-4**	**10,11-dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazépine**	**10,11-dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazepin**	**CBAMZDHDHx**	**µg/L**	562	**0,002 - 0,05**	5	205	**0,005**	2023
5408	882-09-7	Acide clofibrique	Clofibrinsäure	Acclofibri	µg/L	715	0,005 - 0,05	4	205	0,005	2023
6701	**117-96-4**	**Acide diatrizoïque**	**Amidotrizoesäure**	**Acdiatrizo**	**µg/L**	726	**0,005 - 0,1**	6	205	**0,1**	2023
5361	29122-68-7	Aténolol	Atenolol	Atenolol	µg/L	562	0,003 - 0,05	5	205	0,005	2023
7894	**56392-14-4**	**Aténolol acide**	**Atenolol acid**	**AtenolAc**	**µg/L**	522	**0,01 - 0,05**	3	205	**0,01**	2023
7817	83905-01-5	Azithromycine	Azithromycin	Azithromyc	µg/L	631	0,005 - 0,05	6	205	0,005	2023
5366	**41859-67-0**	**Bézafibrate**	**Bezafibrat**	**Bezafibrat**	**µg/L**	562	**0,002 - 0,05**	5	205	**0,005**	2023
7897	139481-59-7	Candésartan	Candesartan	Candesart	µg/L	464	0,001 - 0,01	4	205	0,005	2023
5296	**298-46-4**	**Carbamazépine**	**Carbamazepin**	**Carbamazep**	**µg/L**	745	**0,001 - 0,05**	6	205	**0,005**	2023
6725	36507-30-9	Carbamazépine -10, 11 époxide	Carbamazepin-10, 11 epoxid	CarbamaEpo	µg/L	526	0,005 - 0,05	3	205	0,005	2023
6540	**85721-33-1**	**Ciprofloxacine**	**Ciprofloxacin**	**Ciprofloxa**	**µg/L**	525	**0,005 - 0,05**	3	205	**0,005**	2023
6537	81103-11-9	Clarithromycine	Clarithromycin	Clarithrom	µg/L	561	0,001 - 0,05	5	205	0,005	2023
5349	**15307-86-5**	**Diclofénac**	**Diclofenac**	**Diclofenac**	**µg/L**	737	**0,003 - 0,05**	6	205	**0,01**	2023
6522	114-07-8	Érythromycine	Erythromycin	Erythrom	µg/L	562	0,001 - 0,05	5	205	0,005	2023
6746	**58-93-5**	**Hydrochlorothiazide**	**Hydrochlorothiazid**	**OHClthiazi**	**µg/L**	560	**0,001 - 0,05**	5	205	**0,01**	2023
5350	15687-27-1	Ibuprofène	Ibuprofen	Ibuprofene	µg/L	526	0,01 - 0,05	3	205	0,01	2023
5377	**73334-07-3**	**Iopromide**	**Iopromid**	**Iopromide**	**µg/L**	732	**0,01 - 0,1**	6	205	**0,01**	2023
5353	22071-15-4	Kétoprofène	Ketoprofen	Ketoprofen	µg/L	526	0,01 - 0,05	3	205	0,01	2023
7899	**84057-84-1**	**Lamotrigine**	**Lamotrigin**	**Lamotrigin**	**µg/L**	558	**0,002 - 0,05**	5	205	**0,005**	2023
6755	657-24-9	Metformine	Metformin	Metformine	µg/L	411	0,005 - 1	4	205	1	2023
5362	**37350-58-6**	**Métoprolol**	**Metoprolol**	**Metoprolol**	**µg/L**	562	**0,001 - 0,05**	5	205	**0,005**	2023
5351	22204-53-1	Naproxène	Naproxen	Naproxene	µg/L	562	0,01 - 0,05	5	205	0,01	2023
5354	**103-90-2**	**Paracétamol**	**Paracetamol**	**Paracetamo**	**µg/L**	562	**0,005 - 0,05**	5	205	**0,02**	2023
7961	125-33-7	Primidone	Primidon	Primidone	µg/L	388	0,01 - 0,05	3			
7049	**60208-45-9**	**RS-iopamidol**	**RS-iopamidol**	**RS-Iopamid**	**µg/L**	622	**0,01 - 0,1**	4	205	**0,1**	2023
5356	723-46-6	Sulfaméthoxazole	Sulfamethoxazol	Sulfametho	µg/L	732	0,002 - 0,05	6	205	0,005	2023
5357	**738-70-5**	**Triméthoprime**	**Trimethoprim**	**Trimethopr**	**µg/L**	562	**0,001 - 0,05**	5	205	**0,01**	2023
7901	137862-53-4	Valsartan	Valsartan	Valsartan	µg/L	524	0,005 - 0,05	3	205	0,005	2023
Édulcorants/Süßstoffe											
7892	55589-62-3	Acésulfame K	Acesulfam-K	Acesulfame	µg/L	849	0,0025 - 0,05	6	108	0,05	2023
7902	**139-05-9**	**Cyclamate**	**Cyclamat**	**Cyclamate**	**µg/L**	817	**0,0112 - 0,05**	4	108	**0,05**	2023
7900	81-07-2	Saccharine	Saccharin	Saccharine	µg/L	812	0,01 - 0,05	4	108	0,05	2023
6667	**56038-13-2**	**Sucralose**	**Sucralose**	**Sucralose**	**µg/L**	848	**0,01 - 0,05**	6	108	**0,05**	2023
Composés organiques halogénés volatils (COHV)/Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW)											
1135	**67-66-3**	**Chloroforme**	**Chloroform**	**CHCl3**	**µg/L**	802	**0,01 - 0,5**	5	204	**0,5**	2023
1158	124-48-1	Dibromochloromethane	Dibromchlormethan	2BrClMet.	µg/L	348	0,01 - 0,2	4	204	0,2	2023
1161	**107-06-2**	**Dichloroéthane-1,2**	**1,2-Dichlorethan**	**1.2-2ClEth**	**µg/L**	348	**0,02 - 0,1**	4	204	**0,1**	2023
1456	156-59-2	Dichloroéthylène-1,2 cis	cis-1,2-Dichlorethen	12DCEtn C	µg/L	810	0,05 - 5	6	204	0,5	2023
1168	**75-09-2**	**Dichlorométhane**	**Dichlormethan**	**2ClMéthane**	**µg/L**	810	**0,02 - 5**	6	204	**4,5**	2023
1167	75-27-4	Dichloromonobromométhane	Dichlorbrommethan	2ClBrMét.	µg/L	331	0,01 - 0,5	3	204	0,5	2023
1272	**127-18-4**	**Tétrachloroéthylène**	**Tetrachlorethen**	**TTCE**	**µg/L**	974	**0,001 - 0,5**	6	204	**0,1**	2023
1276	56-23-5	Tétrachlorure de carbone	Tetrachlorkohlebstoff	CCl4	µg/L	356	0,001 - 0,5	5	204	0,1	2023
1284	**71-55-6**	**Trichloroéthane-1,1,1**	**1,1,1-Trichloroethan**	**TCA 1.1.1**	**µg/L**	810	**0,001 - 0,5**	6	204	**0,1**	2023
1286	79-01-6	Trichloroéthylène	Trichlorethen	TCE	µg/L	980	0,001 - 0,5	6	204	0,1	2023
Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK-PAK)											
1114	71-43-2	Benzène	Benzol	Benzène	µg/L	348	0,02 - 0,25	4	204	0,2	2023
1497	**100-41-4**	**Ethylbenzène**	**Ethylbenzol**	**Ethylbenz.**	**µg/L**	348	**0,005 - 0,25**	4	204	**0,2**	2023
1517	91-20-3	Naphtalène	Naphthalin	Naphtalène	µg/L	278	0,005 - 0,5	4	134	0,05	2023
1278	**108-88-3**	**Toluène**	**Toluol**	**Toluene**	**µg/L**	348	**0,01 - 0,25**	4	204	**0,1**	2023
1292	95-47-6	Xylène-ortho	o-Xylol	Xylène-o	µg/L	348	0,01 - 0,25	4	204	0,03	2023
Éléments traces métalliques (ETM) et métalloïdes/Spurenmetalle und Halbmetalle											
1370	**7429-90-5**	**Aluminium**	**Aluminium**	**Al**	**µg(Al)/L**	854	**1 - 50**	5	206	**1**	2023
1376	7440-36-0	Antimoine	Antimon	Sb	µg(Sb)/L	695	0,025 - 1	4	206	0,05	2023
1369	**7440-38-2**	**Arsenic**	**Arsen**	**As**	**µg(As)/L**	1139	**0,01 - 2**	6	206	**0,01**	2023
1396	7440-39-3	Baryum	Barium	Ba	µg(Ba)/L	927	0,1 - 10	6	206	0,1	2023
1362	**7440-42-8**	**Bore**	**Bor**	**B**	**µg(B)/L**	1171	**0,5 - 50**	6	206	**0,5**	2023
1388	7440-43-9	Cadmium	Cadmium	Cd	µg(Cd)/L	1146	0,01 - 0,9	6	206	0,01	2023
1389	**7440-47-3**	**Chrome**	**Chrom**	**Cr**	**µg(Cr)/L**	1141	**0,05 - 1**	6	206	**0,05**	2023
1392	7440-50-8	Cuivre	Kupfer	Cu	µg(Cu)/L	1120	0,1 - 10	6	206	0,15	2023
1393	**7439-89-6**	**Fer**	**Eisen**	**Fe**	**µg(Fe)/L**	1439	**1 - 50**	5	522	**1**	2023
1394	7439-96-5	Manganèse	Mangan	Mn	µg(Mn)/L	1451	0,05 - 10	5	522	0,05	2023
1387	**7439-97-6**	**Mercure**	**Quecksilber**	**Hg**	**µg(Hg)/L**	652	**0,01 - 0,1**	3	206	**0,01**	2023
1386	7440-02-0	Nickel	Nickel	Ni	µg(Ni)/L	1112	0,05 - 6	6	206	0,2	2023
1382	**7439-92-1**	**Plomb**	**Blei**	**Pb**	**µg(Pb)/L**	1137	**0,05 - 1**	6	206	**0,1**	2023
1385	7782-49-2	Sélénium	Selen	Se	µg(Se)/L	852	0,1 - 1	4	206	0,5	2023
1361	**7440-61-1**	**Uranium**	**Uran**	**U**	**µg(U)/L**	1137	**0,01 - 0,5**	6	206	**0,01**	2023
1383	7440-66-6	Zinc	Zink	Zn	µg(Zn)/L	1119	0,5 - 20	6	206	0,9	2023
Divers/Verschiedenes											
1493	**60-00-4**	**Acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA)**	**Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)**	**EDTA**	**µg/L**	759	**0,4 - 20**	5			
7543	95-14-7	Benzotriazole	Benzotriazol	benzotriaz	µg/L	1095	0,003 - 0,15	5	524	0,1	2023
1106		**Composés organiques halogénés adsorbables (AOX)**	**Adsorbierbare Organisch gebundene Halogene (AOX)**	**AOX**	**µg/L**	234	**10**	3	108	**10**	2023
6219	14797-73-0	Perchlorate	Perchlorat	Perchlorat	µg/L	918	0,05 - 0,3	4	524	0,3	2023

BW			HE			RP			BS			BL		
Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem	Nb. de points de mesure/ Anz. der Messtellen	LQ min-max/ BG min-max	Date d'analyse/ Analyse-datem
448	0,001	2023	170	0,001 - 0,01	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
436	0,001	2023	170	0,001 - 0,005	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
440	0,001	2023	170	0,001 - 0,005	2022 - 2024	75	0,01	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
448	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024	89	0,01	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
449	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024				19	0,003	2023	17		2024
453	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
442	0,001	2023	158	0,005	2024				19	0,003	2023	17		2024
448	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024	89	0,01	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
454	0,001	2023	158	0,005	2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
447	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
448	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
449	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
449	0,001	2023	158	0,005	2024				19	0,003	2023	17		2024
454	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
446	0,001	2023	170	0,001	2022 - 2024	89	0,01	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
453	0,001	2023	158	0,005	2024	43	0,005	2024	19	0,003	2023	17		2024
448	0,001	2023	170	0,001 - 0,005	2022 - 2024	89	0,005	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
449	0,001	2023	170	0,001 - 0,005	2022 - 2024				19	0,003	2023	17		2024
445	0,001	2023	158	0,005	2024							17		2024
444	0,001	2023	158	0,005	2024				19	0,003	2023	17		2024
445	0,001	2023	158	0,001	2024							17		2024
453	0,001	2023	169	0,001	2022 - 2024	89	0,01	2023 - 2024	19	0,003	2023	17		2024
405	0,05	2023	83	0,05	2022 - 2024	89	0,1	2023 - 2024						
447	0,001	2023	73	0,01	2024	89	0,01	2023 - 2024				17		2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
232	0,01	2023	170	0,05	2022 - 2024	108	0,02	2022 - 2024						
226	0,01	2023	170	0,1	2022 - 2024	89	0,1	2023 - 2024	19	0,005	2023	17	0,005	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,003	2023	17	0,003	2024
228	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024						
228	0,01	2023	73	0,05	2024	89	0,05	2023 - 2024	19	0,01	2023	17	0,01	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,0025	2023	17	0,002	2024
223	0,01	2023							19	0,001	2023	17	0,001	2024
232	0,01	2023	170	0,05	2022 - 2024	102	0,02	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024						
231	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024						
231	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
218	0,01	2023	170	0,05	2022 - 2024	108	0,03	2022 - 2024	19	0,003	2023	17	0,005	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
230	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,001	2023	17	0,005	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024						
232	0,01	2023	170	0,1	2022 - 2024	89	0,1	2023 - 2024	19	0,01	2023	17	0,01	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024						
228	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
			170	0,05	2022 - 2024				19	0,005	2023	17	0,005	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,025	2023	17	0,01	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,005	2023	17	0,005	2024
226	0,01	2023	73	0,02	2024	89	0,05	2023 - 2024						
230	0,01	2023	170	0,1	2022 - 2024							17	0,01	2024
232	0,01	2023	170	0,05	2022 - 2024	89	0,05	2023 - 2024	19	0,002	2023	17	0,002	2024
232	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024	19	0,001	2023	17	0,001	2024
230	0,01	2023				89	0,05	2023 - 2024						
446	0,0123	2023	170	0,05	2022 - 2024	89	0,05	2023 - 2024	19	0,0025	2023	17	0,0025	2024
450	0,0112	2023	170	0,05	2022 - 2024	89	0,05	2023 - 2024						
445	0,01	2023	170	0,05	2022 - 2024	89	0,05	2023 - 2024						
445	0,01 - 0,05	2023	170	0,05	2022 - 2024	89	0,05	2023 - 2024	19	0,025	2023	17	0,05	2024
454	0,1	2023				108	0,01	2022 - 2024	19	0,02	2023	17	0,05	2024
						108	0,01	2022 - 2024	19	0,01 - 0,04	2023	17	0,05	2024
						108	0,07	2022 - 2024	19	0,02 - 0,04	2023	17	0,05	2024
454	0,1 - 5	2023	8	0,3 - 2	2022 - 2024	108	0,05	2022 - 2024	19	0,05 - 0,08	2023	17	0,05	2024
454	0,1 - 5	2023	8	0,3 - 1	2022 - 2024	108	0,02	2022 - 2024	19	0,04 - 0,05	2023	17	0,05	2024
						108	0,01	2022 - 2024	19	0,01 - 0,04	2023			
448	0,1	2023	178	0,03 - 0,5	2022 - 2024	108	0,01	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,05	2024
			8	0,1 - 0,5	2022 - 2024	108	0,01	2022 - 2024	19	0,001 - 0,02	2023	17	0,05	2024
454	0,1	2023	8	0,1 - 0,5	2022 - 2024	108	0,01	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,05	2024
454	0,1	2023	178	0,03 - 0,5	2022 - 2024	108	0,01	2022 - 2024	19	0,001	2023	17	0,05	2024
						108	0,02	2022 - 2024	19	0,05 - 0,25	2023	17	0,05	2024
						108	0,02	2022 - 2024	19	0,005 - 0,25	2023	17	0,05	2024
						108	0,05	2022 - 2024	19	0,005 - 0,5	2023	17	0,05	2024
						108	0,03	2022 - 2024	19	0,01 - 0,25	2023	17	0,05	2024
						108	0,02	2022 - 2024	19	0,01 - 0,25	2023	17	0,05	2024
418	2 - 5	2023	211	5 - 50	2022 - 2024	2	10	2023				17	10	2024
453	1	2023							19	0,1	2023	17	0,025	2024
446	0,2 - 0,5	2023	179	0,5 - 2	2022 - 2024	272	0,5	2022 - 2024	19	0,5	2023	17	0,1	2024
436	10	2023	177	10	2023 - 2024	72	5	2022 - 2024	19	0,5	2023	17	0,1	2024
451	10 - 20	2023	206	10 - 50	2022 - 2024	272	20	2022 - 2024	19	10	2023	17	5	2024
454	0,02 - 0,1	2023	180	0,024 - 0,9	2022 - 2024	270	0,1	2022 - 2024	19	0,02	2023	17	0,01	2024
452	0,2 - 1	2023	175	0,25	2022 - 2024	272	0,5	2022 - 2024	19	0,2	2023	17	0,05	2024
428	0,2 - 1	2023	178	0,5 - 10	2022 - 2024	272	0,1	2022 - 2024	19	0,5	2023	17	0,5	2024
417	5 - 10	2023	211	5 - 50	2022 - 2024	272	10	2022 - 2024				17	1	2024
429	5 - 10	2023	211	1 - 10	2022 - 2024	272	5	2022 - 2024				17	0,1	2024
429	0,01 - 0,1	2023										17	0,01	2024
415	0,5 - 1	2023	183	0,5 - 6	2022 - 2024	272	0,5	2022 - 2024	19	0,5	2023	17	0,05	2024
448	0,1 - 1	2023	175	0,1 - 0,3	2022 - 2024	272	0,1	2022 - 2024	19	0,1	2023	17	0,05	2024
454	0,5 - 1	2023	175	0,9 - 1	2022 - 2024							17	0,1	2024
444	0,2 - 0,5	2023	179	0,1 - 0,5	2022 - 2024	272	0,1	2022 - 2024	19	0,1	2023	17	0,01	2024
423	2 - 10	2023	182	10 - 20	2022 - 2024	272	5	2022 - 2024	19	1	2023	17	0,5	2024
450	0,5	2023	172	1 - 20	2022 - 2024	101	0,4	2022 - 2024	19	0,5	2023	17	0,5	2024
447	0,01	2023				88	0,15	2023 - 2024	19	0,003	2023	17	0,003	2024
			37	10	2022 - 2024	89	10	2023 - 2024						
232	0,1 - 0,3	2023	73	0,3	2024	89	0,05	2023 - 2024						

ANNEXE 2 : PRINCIPAUX RÉSULTATS STATISTIQUES PAR PARAMÈTRE DE L'AXE 1

ANHANG 2: WICHTIGSTE STATISTISCHE ERGEBNISSE PRO PARAMETER IN SCHWERPUNKT 1

				Toute la zone/Insgesamt									AL									
Code Sandre (FR)	N°CAS/ CAS-Nummer	Paramètre/ Parameter	Unité / Einheit	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	VS GW	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG
Paramètres physico-chimiques/Physikalisch-chemische Parameter																						
1335	14798-03-9	Ammonium	mg(NH4)/L	1481	0,1	0,5	1026	69,3	104	7	49	523	0,004	490	93,7	18	3,4	49	439	0,05	177
1374	7440-70-2	Calcium	mg(Ca)/L	1464	10		1464	100	0	0	470	524	1	524	100	0	0	470	422	1	422
1841		Carbone Organique Dissous (COD) Kohlenstoffgelöster organischer (DOC)	mg(C)/L	1465	1	2	1379	94,1	354	24,2	52,7	524	0,3	495	94,5	73	13,9	52,7	442	0,2	435
1337	16887-00-6	Chlorures/Chlorid	mg(Cl)/L	1492	5	250	1479	99,1	24	1,6	2600	524	0,5	524	100	13	2,5	2600	450	0,5	450
1303		Conductivité à 25°C/Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C	µS/cm	1461	10	2790	1461	100	8	0,5	8500	524	5	524	100	6	1,1	8500	452		452
7073	16984-48-8	Fluorure anion/Fluorid	mg(F)/L	1171	0,2	1,5	1037	88,6	0	0	0,79	524	0,01	523	99,8	0	0	0,76	435	0,05	394
1327	71-52-3	Hydrogénocarbonates/Hydrogencarbonat	mg(HCO3)/L	1486	10		1482	99,7	0	0	848,1	524	6	520	99,2	0	0	670	445		445
1372	7439-95-4	Magnesium	mg(Mg)/L	1493	2		1491	99,9	0	0	125	524	0,5	522	99,6	0	0	100	450	0,5	450
1340	14797-55-8	Nitrat(es)	mg(NO3)/L	1493	1	50	1281	85,8	217	14,5	374	524	0,5	484	92,4	64	12,2	220	452	0,5	381
1339	14797-65-0	Nitrit(es)	mg(NO2)/L	1495	0,05	0,5	486	32,5	8	0,5	6,1	524	0,01	234	44,7	1	0,2	0,58	452	0,01	98
1433	14265-44-2	Orthophosphates/Ortho-Phosphat	mg(PO4)/L	1421	0,092	0,5	813	57,2	56	3,9	9,58	514	0,02	342	66,5	34	6,6	9,58	441	0,03	260
1311	7782-44-7	Oxygène dissous/Gelöster Sauerstoff	mg(O2)/L	1450	0,5		1302	89,8	0	0	54,9	524	0,5	451	86,1	0	0	54,9	408	0,5	333
1302		pH/pH-Wert	/	1478	2	9,5	1478	100	0	0	8,3	524	2	524	100	0	0	8,3	446		446
1350	7723-14-0	Phosphore total/Phosphor gesamt	mg(P)/L	1432	0,05		1274	89	0	0	5,28	524	0,01	469	89,5	0	0	5,28	433	0,005	400
1367	7440-09-7	Potassium/Kalium	mg(K)/L	1493	1		1461	97,9	0	0	150	524	0,5	514	98,1	0	0	150	450	0,5	450
1375	7440-23-5	Sodium/Natrium	mg(Na)/L	1492	2	200	1492	100	11	0,7	1600	524	0,5	524	100	8	1,5	1600	449	0,5	449
1338	14808-79-8	Sulfat(es)	mg(SO4)/L	1496	5	250	1465	97,9	77	5,1	750	524	0,5	523	99,8	5	1	470	454	1	454
1312		Taux de saturation en oxygène/Sauerstoffsättigungsindex	%	937	1		937	100	0	0	122,2	513		513	100	0	0	122,2	335		331
1301		Température de l'eau/Temperatur	°C	1479	-2	25	1479	100	1	0,1	32,9	522	-2	522	100	1	0,2	32,9	444		444
1347		Titre alcalimétrique complet (TAC)/Summe Erdalkalien (Gesamthärte)	°f	979	0,5		976	99,7	0	0	54,9	524	0,5	521	99,4	0	0	54,9	419		419
Pesticides et métabolites/Pflanzenschutzmittel und Metaboliten (PSM)																						
1141	94-75-7	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4 D)	µg/L	1122	0,05	0,1	13	1,2	1	0,1	0,501	524	0,002	13	2,5	1	0,2	0,501	454	0,05	0
1212	94-74-6	2,4-MCPA (4-Chlor-2-methylphenoxyessigsäure)	µg/L	1327	0,05	0,1	15	1,1	0	0	0,044	524	0,002	15	2,9	0	0	0,044	454	0,05	0
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamid(e)	µg/L	1274	0,05	0,1	94	7,4	9	0,7	0,491	517	0,002	64	12,4	6	1,2	0,282	448	0,05	3
6856	187022-11-3	Acetochlor(e) ESA	µg/L	1067	0,05	0,1	35	3,3	8	0,7	0,46	524	0,02	35	6,7	8	1,5	0,46	454	0,05	0
6862	194992-44-4	Acetochlor(e) OXA	µg/L	1067	0,05	0,1	10	0,9	3	0,3	0,14	524	0,02	10	1,9	3	0,6	0,14	454	0,05	0
1101	15972-60-8	Alachlor(e)	µg/L	1081	0,05	0,1	7	0,6	1	0,1	0,114	516	0,002	7	1,4	1	0,2	0,114	454	0,05	0
1907	1066-51-9	AMPA (Aminomethylphosphonic Acid)	µg/L	798	0,1	0,1	26	3,3	9	1,1	0,75	524	0,02	24	4,6	7	1,3	0,75			
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	µg/L	1323	0,05	0,1	387	29,3	3	0,2	0,222	517	0,002	348	67,3	3	0,6	0,222	454	0,05	3
1109	1007-28-9	Atrazin(e) deisopropyl	µg/L	1323	0,05	0,1	61	4,6	0	0	0,077	517	0,005	43	8,3	0	0	0,065	454	0,05	1
1830	3397-62-4	Atrazin(e) deisopropyl desethyl (DEDIA)	µg/L	1049	0,05	0,1	205	19,5	101	9,6	1,9	524	0,03	189	36,1	95	18,1	1,9	452	0,05	14
1108	6190-65-4	Atrazin(e) desethyl	µg/L	1323	0,05	0,1	438	33,1	10	0,8	0,381	517	0,002	397	76,8	5	1	0,381	454	0,05	1
7522	113614-08-7	Beflubutamid(e)	µg/L	1058	0,05	0,1	0	0	0	0		524	0,03	0	0	0	0		445	0,05	0
1113	25057-89-0	Bentazon(e)	µg/L	1327	0,05	0,1	141	10,6	16	1,2	3,5	524	0,002	100	19,1	5	1	1,96	454	0,05	4
5526	188425-85-6	Boscalid	µg/L	1117	0,05	0,1	13	1,2	0	0	0,077	517	0,002	11	2,1	0	0	0,077	453	0,05	0
1686	314-40-9	Bromacil	µg/L	1291	0,05	0,1	62	4,8	10	0,8	2,28	524	0,002	56	10,7	6	1,1	2,28	445	0,05	3
1133	1698-60-8	Chloridazon(e)	µg/L	1300	0,05	0,1	50	3,8	1	0,1	0,142	517	0,002	45	8,7	1	0,2	0,142	454	0,05	0
6378	6339-19-1	Chloridazon(e) desphenyl (Metabolit B)	µg/L	1297	0,05	0,1	524	40,4	402	31	9,4	524	0,05	106	20,2	63	12	3,75	449	0,05	205
6379	17254-80-7	Chloridazon(e) methyl desphenyl (Metabolit B1)	µg/L	1299	0,05	0,1	320	24,6	180	13,9	3,8	524	0,02	83	15,8	12	2,3	1,07	451	0,05	112
8865		Chlorothalonil R471811	µg/L	1060	0,1	0,9	426	40,2	24	2,3	8,41	524	0,1	111	21,2	3	0,6	2,7	444	0,05	234
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil SA R417888 /Chlorthalonil-sulfonsäure R417888	µg/L	1169	0,1	0,1	80	6,8	33	2,8	10,9	524	0,1	4	0,8	3	0,6	6,65	447	0,05	32
1136	15545-48-9	Chlortoluron	µg/L	1314	0,05	0,1	20	1,5	1	0,1	0,122	517	0,002	16	3,1	0	0	0,095	454	0,05	0
1137	21725-46-2	Cyanazin(e)	µg/L	1082	0,05	0,1	1	0,1	0	0	0,005	517	0,002	1	0,2	0	0	0,005	454	0,05	0
1480	1918-00-9	Dicamba	µg/L	997	0,05	0,1	3	0,3	0	0	0,017	524	0,005	3	0,6	0	0	0,017	454	0,05	0
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP)/(-P)	µg/L	1327	0,05	0,1	4	0,3	0	0	0,036	524	0,002	4	0,8	0	0	0,036	454	0,05	0
1814	83164-33-4	Diflufenicanil/Diflufenican	µg/L	1108	0,05	0,1	11	1	1	0,1	0,113	517	0,002	11	2,1	1	0,2	0,113	453	0,05	0
2546	50563-36-5	Dimetachlor(e)	µg/L	1169	0,05	0,1	7	0,6	1	0,1	2,11	517	0,002	7	1,4	1	0,2	2,11	454	0,05	0
7727	1418095-08-5	Dimethachlor(e) CGA 369873	µg/L	1079	0,05	0,9	149	13,8	0	0	0,56	524	0,01	84	16	0	0	0,388	446	0,05	43
6381	1231710-75-0	Dimethachlor(e) ESA (CGA 354742)	µg/L	1187	0,05	0,9	51	4,3	0	0	0,502	522	0,005	48	9,2	0	0	0,502	454	0,05	0
6380	1086384-49-7	Dimethachlor(e) OXA CGA 50266	µg/L	1096	0,05	0,1	10	0,9	0	0	0,038	519	0,005	10	1,9	0	0	0,038	452	0,05	0
6865	205939-58-8	Dimethenamid(e) ESA (M27)	µg/L	1170	0,05	0,9	118	10,1	1	0,1	2,36	524	0,005	76	14,5	0	0	0,682	448	0,05	20
7735	380412-59-9	Dimethenamid(e) OXA (M23)	µg/L	1064	0,05	0,9	51	4,8	0	0	0,29	524	0,005	34	6,5	0	0	0,288	452	0,05	9
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e)/(-P)	µg/L	1190	0,05	0,1	30	2,5	3	0,3	0,477	517	0,002	25	4,8	2	0,4	0,477	453	0,05	2
1175	60-51-5	Dimethoat(e)	µg/L	1118	0,05	0,1	0	0	0	0		517	0,005	0	0	0	0		454	0,05	0
1177	330-54-1	Diuron	µg/L	1319	0,05	0,1	81	6,1	1	0,1	0,13	524	0,002	69	13,2	0	0	0,036	452	0,05	3
1763	30043-49-3	Ethidimuron	µg/L	1238	0,05	0,1	23	1,9	1	0,1	0,297	524	0,002	23	4,4	1	0,2	0,297	454	0,05	0
6864	201668-32-8	Flufenacet ESA (M2)	µg/L	1140	0,05	0,1	5	0,4	0	0	0,095	524	0,005	3	0,6	0	0	0,01	454	0,05	0
6863	201668-31-7	Flufenacet OXA	µg/L	1067	0,05	0,1	0	0	0	0		524	0,005	0	0	0	0		454	0,05	0
2008	96525-23-4	Flurtamone	µg/L	1067	0,02	0,1	0	0	0	0		524	0,002	0	0	0	0		454	0,01	0
1194	85509-19-9	Flusilazol(e)	µg/L	1058	0,05	0,1	19	1,8	0	0	0,062	517	0,002	19	3,7	0	0	0,062	452	0,05	0
1506	1071-83-6	Glyphosat(e)	µg/L	798	0,1	0,1	56	7	15	1,9	6,3	524	0,02	50	9,5	12	2,3	6,3			
1203	58-89-9	Hexachlorocyclohexane Gamma (HCH-Gamma) (Lindan)	µg/L	818	0,05	0,1	13	1,6	0	0	0,02	524	0,001	13	2,5	0	0	0,02			
1673	51235-04-2	Hexazinon(e)	µg/L	1261	0,05	0,1	58	4,6	7	0,6	0,42	517	0,002	44	8,5	0	0	0,025	450	0,05	10
1954	66753-07-9	Hydroxy-terbuthylazin(e)	µg/L	1064	0,05	0,1	24	2,3	3	0,3	0,136	524	0,005	19	3,6	1	0,2	0,104	452	0,05	0
1208	34123-59-6	Isoproturon	µg/L	1314	0,05	0,1	23	1,8	6	0,5	2,87	517	0,002	20	3,9	3	0,6	2,87	454	0,05	1
1209	330-55-2	Linuron	µg/L	1107	0,05	0,1	1	0,1	0	0	0,06	517	0,005	0	0	0	0		452	0,05	1
1214	7085-19-0	Mecoprop (MCPP) - Total	µg/L	1327	0,05	0,1	26	2	7	0,5	3,897	524	0,002	18	3,4	5	1	3,897	454	0,05	1
7895	75596-99-5	Metalaxyl Metabolite CGA 62826	µg/L	629	0,05	0,1	19	3	4	0,6	0,47								454	0,05	2
7896	104390-56-9	Metalaxyl Metabolite CGA108906	µg/L	1061	0,1	0,1	10	0,9	6	0,6	0,5	524	0,1	0	0	0	0		454	0,05	1
1706	57837-19-1	Metalaxyl/(-M)	µg/L	1170	0,05	0,1	18	1,5	0	0	0,033	517	0,002	16	3,1	0	0	0,011	454	0,05	0
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	µg/L	1095	0,05	0,1	7	0,6	0	0	0,087	517	0,002	6	1,2	0	0	0,016	453	0,05	0
1670	67129-08-2	Metazachlor(e)	µg/L	1322	0,05	0,1	8	0,6	1	0,1	0,21	517	0,002	7	1,4	0	0	0,006	453	0,05	1
6895	172960-62-2	Metazachlor(e) ESA (BH 479-8)	µg/L	1282	0,05	0,9	104	8,1	9	0,7	3,3	524	0,01	23	4,4	0	0	0,56	450	0,05	27
6894	1231244-60-2	Metazachlor(e) OXA (BH 479-4)	µg/L	1114	0,05	0,9	58	5,2	2	0,2	1,12	524	0,01	18	3,4	0	0	0,18	452	0,05	24
1216	18691-97-9	Methabenzthiazuron	µg/L	1070	0,05	0,1	4	0,4	0	0	0,061	517	0,005	4	0,8	0	0	0,061	451	0,05	0
7731	1217465-10-5	Metolachlor(e) CGA 357704	µg/L	1051	0,05	0,1	71	6,8	28	2,7	6,5	524	0,02	43	8,2	13	2,5	6,5	454	0,05	17
7730	1173021-76-5	Metolachlor(e) CGA 368208	µg/L	1173	0,1	0,1	40	3,4	18	1,5	0,373	524	0,1	7	1,3	7	1,3	0,35	451	0,05	19
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA CGA 354743	µg/L	1267	0,05	0,9	604	47,7	57	4,5	14	524	0,01	378	72,1	30	5,7	14	435	0,05	147
7729	1418095-19-8	Metolachlor(e) NOA 413173	µg/L	1068	0,05	0,9	294	27,5	12	1,1	3,14	524	0,02	192	36,6	8	1,5	2,16	435	0,05	83
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA CGA 51202	µg/L	1278	0,05	0,9	371	29	16	1,3	7,57	524	0,005	299	57,1	10	1,9	7,57	446	0,05	35
1221	51218-45-2	Metolachlor(e) Total	µg/L	1289	0,07	0,1	112	8,7	14	1,1	337	517	0,005	103	19,9	12	2,3	337	454	0,05	2
1225	21087-64-9	Metribuzin(e)	µg/L	1114	0,05	0,1	9	0,8	2	0,2	1,4	517	0,002	6	1,2	0	0	0,009	450	0,05	0
7618	4710-17-2	N,N-Dimethyl-N'-phenylsulphamide (DMSA)	µg/L	1066	1	0,1	1	0,1	0	0	0,073	524	1	0	0	0	0		453	0,05	0
6384	3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid(e) (DMS)	µg/L	1254	0,1	0,1	383	30,5	227	18,1	35	524	0,1	5	1	4	0,8	0,4	442	0,05	238
1882	111991-09-4	Nicosulfuron	µg/L	1169	0,05	0,1	19	1,6	1	0,1	1,19	517	0,005	19	3,7	1	0,2	1,19	454	0,05	0
1256	139-40-2	Propazin(e)	µg/L	1297	0,05	0,1	7	0,5	0	0	0,08	517	0,005	4	0,8	0	0	0,007	445	0,05	1
1263	122-34-9	Simazin(e)	µg/L	1323	0,05	0,1	318	24	4	0,3	0,18	517	0,002	262	50,7	0	0	0,049	454	0,05	4
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	µg/L	1321	0,06	0,1	59	4,5	0	0	0,049	517	0,002	27	5,2	0	0	0,047	452	0,05	0
2045	30125-63-4	Terbuthylazin(e) desethyl	µg/L	1290	0,05	0,1	65	5	0	0	0,083	517	0,002	34	6,6	0	0	0,045	450	0,05	0
1269	886-50-0	Terbutryn(e)	µg/L	1117	0,05	0,1	21	1,9	0	0	0,06	517	0,002	17	3,3	0	0	0,06	453	0,05	0
7087	142469-14-5	Tritosulfuron	µg/L	1102	0,1	0,1	1	0,1	1	0,1	0,5	524	0,1	1	0,2	1	0,2	0,5	454	0,05	0
Substances per- et polyfluoroalkylées/Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)																						
7893	27619-97-2	1H,1H,2H,2H-Perfluoroctan-sulfonat (H4PFOS) - 6:2 FTSA	µg/L	948	0,01	0,1	41	4,3	2	0,2	0,37	205	0,001	24	11,7	1	0,5	0,37	448	0,001	11
6550	335-77-3	Acide perfluorodécane sulfonique/Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	µg/L	860	0,003	0,1	2	0,2	0	0	0,002	205	0,001	1	0,5	0	0	0,002	449	0,001	1
6509	335-76-2	Acide perfluoro-décanoïque/Perfluordecansäure (PFDA)	µg/L	953	0,005	0,1	24	2,5	0	0	0,014	205	0,001	9	4,4	0	0	0,003	453	0,001	6
6542	375-92-8	Acide perfluoroheptane sulfonique/Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	µg/L	942	0,005	0,1	26	2,8	0	0	0,047	205	0,001	8	3,9	0	0	0,047	454	0,001	6
5980	375-22-4	Acide perfluoro-n-butanoïque/Perfluorbutansäure (PFBA)	µg/L	926	0,01	0,1	385	41,6	5	0,5	0,24	205	0,001	98	47,8	0	0	0,033	440	0,001	221
5977	375-85-9	Acide perfluoro-n-heptanoïque/Perfluorheptansäure (PFHpA)	µg/L	947	0,005	0,1	292	30,8	4	0,4	0,365	205	0,001	85	41,5	0	0	0,034	447	0,001	122
5978	307-24-4	Acide perfluoro-n-hexanoïque/Perfluorhexansäure (PFHxA)	µg/L	949	0,005	0,1	391	41,2	13	1,4	0,586	205	0,001	117	57,1	0	0	0,078	449	0,001	170
6508	375-95-1	Acide perfluoro-n-nonanoïque/Perfluornonansäure (PFNA)	µg/L	954	0,005	0,1	68	7,1	0	0	0,029	205	0,001	26	12,7	0	0	0,009	454	0,001	19
5979	2706-90-3	Acide perfluoro-n-pentanoïque/Perfluorpentansäure (PFPeA)	µg/L	948	0,005	0,1	307	32,4	11	1,2	0,434	205	0,001	80	39	0	0	0,1	448	0,001	164
5347	335-67-1	Acide perfluoro-octanoïque/Perfluoroctansäure (PFOA)	µg/L	948	0,01	0,1	447	47,2	14	1,5	1,606	205	0,001	132	64,4	0	0	0,045	448	0,001	198
6025	375-73-5	Acide sulfonique de perfluorobutane/Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	µg/L	936	0,005	0,1	462	49,4	1	0,1	0,119	205	0,001	142	69,3	0	0	0,039	436	0,001	246
6830	355-46-4	Acide perfluorohexane sulfonique/Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	µg/L	948	0,005	0,1	394	41,6	7	0,7	0,44	205	0,001	154	75,1	1	0,5	0,226	448	0,001	146
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide/Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)	µg/L	831	0,01	0,1	9	1,1	0	0	0,022	205	0,001	5	2,4	0	0	0,014	447	0,001	2
6507	307-55-1	Acide perfluoro-dodécanoïque/Perfluordodecansäure (PFDoDA)	µg/L	948	0,01	0,1	5	0,5	0	0	0,002	205	0,001	1	0,5	0	0	0,002	448	0,001	3
6510	2058-94-8	Acide perfluoro-n-undécanoïque/Perfluorundecansäure (PFUnDA)	µg/L	952	0,01	0,1	4	0,4	0	0	0,003	205	0,001	1	0,5	0	0	0,003	453	0,001	0
6547	376-06-7	Acide perfluorotétradécanoïque/Perfluortetradecansäure (PFTeDA)	µg/L	860	0,005		2	0,2	0	0	0,002	205	0,001	0	0	0	0		449	0,001	1
8858	76-05-1	Acide trifluoracétique/Trifluoressigsäure (TFA)	µg/L	776	0,1	60	743	95,7	0	0	14,12	199	0,1	194	97,5	0	0	2,729	405	0,05	396
8741	79780-39-5	Acide perfluorododécane sulfonique/Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)	µg/L	841	0,005	0,1	1	0,1	0	0	0,003	205	0,001	0	0	0	0		442	0,001	0
8739	68259-12-1	Acide perfluorononane sulfonique/Perfluornonansulfonsäure (PFNS)	µg/L	848	0,005	0,1	3	0,4	0	0	0,007	205	0,001	1	0,5	0	0	0,001	449	0,001	0
6561	1763-23-1	Acide perfluorooctanesulfonique/Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	µg/L	946	0,01	0,1	380	40,2	13	1,4	1,09	205	2E-04	96	46,8	4	2	1,09	446	0,001	179
8738	2706-91-4	Acide perfluoropentanesulfonique/Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	µg/L	895	0,005	0,1	100	11,2	0	0	0,033	205	0,001	51	24,9	0	0	0,033	453	0,001	29
8742	791563-89-8	Acide perfluorotridécane sulfonique/Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)	µg/L	825	0,005	0,1	0	0	0	0		205	0,001	0	0	0	0		445	0,001	0
6549	72629-94-8	Acide perfluorotridécanoïque/Perfluortridecansäure (PFTrDA)	µg/L	843	0,005	0,1	0	0	0	0		205	0,001	0	0	0	0		444	0,001	0
8740	749786-16-1	Acide perfluoroundécane sulfonique/Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)	µg/L	825	0,001	0,1	2	0,2	0	0	0,002	205	0,001	2	1	0	0	0,002	445	0,001	0

BW				HE							RP							BL							BS						
% ≥ LQ ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS ≥ GW	Max
40,3	13	3	3,23	211	0,1	185	87,7	31	14,7	3,9	272	0,03	171	62,9	42	15,4	8,9	17	0,011	1	5,9	0	0	0,159	19	0,013	2	10,5	0	0	0,24
100	0	0	307	211	2,5	211	100	0	0	419	271	1	271	100	0	0	395	17	10	17	100	0	0	150	19	2,5	19	100	0	0	161
98,4	49	11,1	12	191	1	174	91,1	100	52,4	12	272	1	240	88,2	130	47,8	17,2	17	0,1	17	100	1	5,9	6,3	19	0,2	18	94,7	1	5,3	5,4
100	0	0	243,2	211	1	211	100	1	0,5	520	271	5	258	95,2	10	3,7	820	17	0,1	17	100	0	0	72	19	1,5	19	100	0	0	54,3
100	0	0	1646	177		177	100	0	0	2480	272		272	100	2	0,7	3570	17	1	17	100	0	0	1100	19	10	19	100	0	0	1020
90,6	0	0	0,5	176	0,2	86	48,9	0	0	0,79								17	0,1	15	88,2	0	0	0,24	19	0,03	19	100	0	0	0,359
100	0	0	671,2	209		209	100	0	0	600	272	6,102	272	100	0	0	848,1	17	10	17	100	0	0	440	19	5,5	19	100	0	0	469
100	0	0	36	211	1	211	100	0	0	68,8	272	0,1	272	100	0	0	125	17	0,01	17	100	0	0	21	19	2	19	100	0	0	22,9
84,3	62	13,7	162	209	1	177	84,7	27	12,9	270	272	0,2	205	75,4	64	23,5	374	17	0,1	16	94,1	0	0	31,89	19	0,266	18	94,7	0	0	30,37
21,7	1	0,2	0,56	211	0,05	85	40,3	4	1,9	2,5	272	0,02	68	25	2	0,7	6,1	17	0,003	0	0	0	0		19	0,013	1	5,3	0	0	0,03
59	14	3,2	4,77	177	0,092	26	14,7	5	2,8	7,359	270	0,01	167	61,9	3	1,1	1,2								19	0,013	18	94,7	0	0	0,401
81,6	0	0	10,7	210		210	100	0	0	12,5	272		272	100	0	0	12	17		17	100	0	0	9,17	19	0,1	19	100	0	0	9,49
100	0	0	7,93	200		200	100	0	0	7,7	272		272	100	0	0	7,8	17		17	100	0	0	8	19	1	19	100	0	0	7,65
92,4	0	0	1,4	203	0,05	178	87,7	0	0	2,5	272	0,01	227	83,5	0	0	1,3														
100	0	0	61	211	0,1	211	100	0	0	48,1	272	1	250	91,9	0	0	59,5	17	0,025	17	100	0	0	5,8	19	0,25	19	100	0	0	11
100	0	0	135,1	211	1,5	211	100	1	0,5	269	272	1	272	100	2	0,7	453	17	0,01	17	100	0	0	45	19	2	19	100	0	0	44,8
100	7	1,5	496	211	1	211	100	12	5,7	750	271	5	241	88,9	53	19,6	723,4	17	0,5	17	100	0	0	140	19	2,5	19	100	0	0	97,3
98,8	0	0	107	74		74	100	0	0	116															19	1	19	100	0	0	98,5
100	0	0	22,2	205		205	100	0	0	18,5	272		272	100	0	0	17,5	17		17	100	0	0	23,5	19		19	100	0	0	20,1
100	0	0	9,14															17		17	100	0	0	46,1	19	0,445	19	100	0	0	38,45
0	0	0									108	0,02	0	0	0	0		17	0,003	0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
0	0	0		205	0,05	0	0	0	0		108	0,02	0	0	0	0		17	0,003	0	0	0	0		19	0,002	0	0	0	0	
0,7	0	0	0,07	171	0,05	2	1,2	1	0,6	0,491	102	0,03	6	5,9	2	2	0,25	17	0,002	5	29,4	0	0	0,015	19	0,002	14	73,7	0	0	0,041
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0															
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0															
0	0	0									111	0,015	0	0	0	0															
				170	0,1	2	1,2	2	1,2	0,69	104	0,05	0	0	0	0															
0,7	0	0	0,07	205	0,05	2	1	0	0	0,061	111	0,003	9	8,1	0	0	0,017	17	0,002	9	52,9	0	0	0,005	19	0,002	16	84,2	0	0	0,058
0,2	0	0	0,06	205	0,05	1	0,5	0	0	0,053	111	0,006	3	2,7	0	0	0,077	17	0,002	7	41,2	0	0	0,005	19	0,003	6	31,6	0	0	0,013
3,1	5	1,1	0,38	73	0,03	2	2,7	1	1,4	0,104																					
0,2	1	0,2	0,17	205	0,05	7	3,4	3	1,5	0,202	111	0,006	14	12,6	0	0	0,033	17	0,002	5	29,4	0	0	0,003	19	0,003	14	73,7	1	5,3	0,15
0	0	0									89	0,02	0	0	0	0															
0,9	2	0,4	2,09	205	0,05	6	2,9	4	2	0,246	108	0,02	28	25,9	5	4,6	3,5	17	0,001	2	11,8	0	0	0,002	19	0,001	1	5,3	0	0	0,001
0	0	0									111	0,02	2	1,8	0	0	0,028	17	0,003	0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
0,7	2	0,4	0,2	205	0,05	3	1,5	2	1	0,46	117	0,03	0	0	0	0															
0	0	0		176	0,05	0	0	0	0		117	0,03	5	4,3	0	0	0,072	17	0,002	0	0	0	0		19	0,002	0	0	0	0	
45,7	161	35,9	7,21	171	0,05	121	70,8	102	59,6	7,531	117	0,04	89	76,1	76	65	9,4	17	0,005	0	0	0	0		19	0,005	3	15,8	0	0	0,007
24,8	79	17,5	3,21	171	0,05	67	39,2	49	28,7	1,93	117	0,03	58	49,6	40	34,2	3,8	17	0,003	0	0	0	0		19	0,005	0	0	0	0	
52,7	13	2,9	4,71	73	0,01	67	91,8	8	11	8,41															19	0,02	14	73,7	0	0	0,19
7,2	18	4	1,85	73	0,01	7	9,6	4	5,5	10,9	89	0,05	14	15,7	8	9	3,951	17	0,003	9	52,9	0	0	0,019	19	0,003	14	73,7	0	0	0,014
0	0	0		205	0,05	1	0,5	1	0,5	0,122	102	0,03	0	0	0	0		17	0,001	2	11,8	0	0	0,002	19	0,001	1	5,3	0	0	0,001
0	0	0									111	0,02	0	0	0	0															
0	0	0																							19	0,025	0	0	0	0	
0	0	0		205	0,05	0	0	0	0		108	0,02	0	0	0	0		17	0,005	0	0	0	0		19	0,005	0	0	0	0	
0	0	0									102	0,03	0	0	0	0		17	0,002	0	0	0	0		19	0,002	0	0	0	0	
0	0	0		73	0,02	0	0	0	0		89	0,02	0	0	0	0		17	0,005	0	0	0	0		19	0,005	0	0	0	0	
9,6	0	0	0,56	73	0,03	10	13,7	0	0	0,152								17	0,002	11	64,7	0	0	0,007	19	0,003	1	5,3	0	0	0,06
0	0	0		73	0,01	1	1,4	0	0	0,13	102	0,03	2	2	0	0	0,35	17	0,005	0	0	0	0		19	0,01	0	0	0	0	
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,025	0	0	0	0		19	0,025	0	0	0	0	
4,5	0	0	0,58	73	0,03	9	12,3	1	1,4	2,36	89	0,05	13	14,6	0	0	0,473	17	0,005	0	0	0	0		19	0,01	0	0	0	0	
2	0	0	0,29								88	0,05	8	9,1	0	0	0,049														
0,4	1	0,2	0,24	73	0,02	0	0	0	0		111	0,01	2	1,8	0	0	0,031	17	0,001	1	5,9	0	0	0,001	19	0,001	0	0	0	0	
0	0	0									111	0,005	0	0	0	0		17	0,001	0	0	0	0		19	0,001	0	0	0	0	
0,7	0	0	0,06	205	0,05	3	1,5	0	0	0,056	102	0,03	1	1	1	1	0,13	17	0,001	3	17,6	0	0	0,002	19	0,001	2	10,5	0	0	0,016
0	0	0		171	0,05	0	0	0	0		89	0,02	0	0	0	0															
0	0	0		73	0,03	2	2,7	0	0	0,095	89	0,05	0	0	0	0															
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0															
0	0	0									89	0,02	0	0	0	0															
0	0	0									89	0,02	0	0	0	0															
				170	0,1	0	0	0	0		104	0,05	6	5,8	3	2,9	0,39														
				205	0,05	0	0	0	0		89	0,005	0	0	0	0															
2,2	6	1,3	0,42	205	0,05	4	2	1	0,5	0,102	89	0,02	0	0	0	0															
0	0	0									88	0,02	5	5,7	2	2,3	0,136														
0,2	1	0,2	0,13	205	0,05	2	1	2	1	0,776	102	0,03	0	0	0	0		17	0,001	0	0	0	0		19	0,001	0	0	0	0	
0,2	0	0	0,06								102	0,03	0	0	0	0		17	0,002	0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
0,2	1	0,2	0,25	205	0,05	2	1	1	0,5	0,372	108	0,02	4	3,7	0	0	0,09	17	0,003	1	5,9	0	0	0,004	19	0,003	0	0	0	0	
0,4	1	0,2	0,12	73	0,03	5	6,8	1	1,4	0,105	102	0,03	12	11,8	2	2	0,47														
0,2	0	0	0,08								83	0,05	9	10,8	6	7,2	0,5														
0	0	0		74	0,02	1	1,4	0	0	0,033	89	0,02	1	1,1	0	0	0,022	17	0,002	0	0	0	0		19	0,002	0	0	0	0	
0	0	0									89	0,02	1	1,1	0	0	0,087	17	0,005	0	0	0	0		19	0,005	0	0	0	0	
0,2	1	0,2	0,21	205	0,05	0	0	0	0		111	0,007	0	0	0	0		17	0,002	0	0	0	0		19	0,002	0	0	0	0	
6	2	0,4	1,12	170	0,05	28	16,5	2	1,2	1,281	102	0,03	24	23,5	5	4,9	3,3	17	0,01	0	0	0	0		19	0,01	2	10,5	0	0	0,11
5,3	1	0,2	1,12								102	0,03	14	13,7	1	1	0,96	17	0,01	0	0	0	0		19	0,01	2	10,5	0	0	0,12
0	0	0									102	0,03	0	0	0	0															
3,7	9	2	0,57	73	0,03	11	15,1	6	8,2	0,296																					
4,2	5	1,1	0,2	73	0,05	5	6,8	4	5,5	0,373	89	0,05	9	10,1	2	2,2	0,119	17	0,002	0	0	0	0		19	0,002	0	0	0	0	
33,8	16	3,7	3,6	170	0,05	47	27,6	7	4,1	5,231	102	0,03	21	20,6	4	3,9	2,5	17	0,01	7	41,2	0	0	0,025	19	0,005	4	21,1	0	0	0,025
19,1	3	0,7	3,14	73	0,03	19	26	1	1,4	1,22								17	0,01	0	0	0	0		19	0,01	0	0	0	0	
7,8	2	0,4	1,12	170	0,05	22	12,9	4	2,4	2,65	102	0,03	11	10,8	0	0	0,57	17	0,02	2	11,8	0	0	0,037	19	0,01	2	10,5	0	0	0,02
0,4	0	0	0,07	171	0,07	2	1,2	2	1,2	0,206	111	0,008	4	3,6	0	0	0,031	17	0,002	1	5,9	0	0	0,009	19	0,002	0	0	0	0	
0	0	0									111	0,015	3	2,7	2	1,8	1,4	17	0,003	0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
0	0	0									89	0,05	1	1,1	0	0	0,073														
53,8	142	32,1	5,68	171	0,05	90	52,6	40	23,4	10,49	117	0,05	50	42,7	41	35	35														
0	0	0		73	0,01	0	0	0	0		89	0,02	0	0	0	0		17	0,001	0	0	0	0		19	0,001	0	0	0	0	
0,2	0	0	0,08	205	0,05	0	0	0	0		111	0,003	0	0	0	0									19	0,002	2	10,5	0	0	0,003
0,9	2	0,4	0,18	205	0,05	4	2	0	0	0,052	111	0,003	13	11,7	2	1,8	0,14	17	0,001	16	94,1	0	0	0,009	19	0,001	19	100	0	0	0,023
0	0	0		205	0,06	0	0	0	0		111	0,003	6	5,4	0	0	0,049	17	0,001	13	76,5	0	0	0,003	19	0,001	13	68,4	0	0	0,004
0	0	0		176	0,05	0	0	0	0		111	0,005	7	6,3	0	0	0,083	17	0,002	13	76,5	0	0	0,012	19	0,002	11	57,9	0	0	0,011
0	0	0									111	0,01	1	0,9	0	0	0,023	17	0,001	2	11,8	0	0	0,002	19	0,001	1	5,3	0	0	0,002
0	0	0									88	0,02	0	0	0	0		17	0,005	0	0	0	0		19	0,005	0	0	0	0	
2,5	1	0,2	0,153	170	0,01	2	1,2	0	0	0,087	89	0,005	0	0	0	0		17		4	23,5	0	0	0,012	19	0,003	0	0	0	0	
0,2	0	0	0,001	170	0,001	0	0	0	0									17		0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
1,3	0	0	0,014	170	0,001	8	4,7	0	0	0,002	89	0,005	0	0	0	0		17		1	5,9	0	0	0,003	19	0,003	0	0	0	0	
1,3	0	0	0,006	158	0,005	1	0,6	0	0	0,01	89	0,005	1	1,1	0	0	0,02	17		7	41,2	0	0	0,008	19	0,003	3	15,8	0	0	0,022
50,2	3	0,7	0,204	170	0,005	31	18,2	0	0	0,061	75	0,01	1	1,3	1	1,3	0,23	17		17	100	0	0	0,035	19	0,003	17	89,5	1	5,3	0,24
27,3	4	0,9	0,365	170	0,001	51	30	0	0	0,055	89	0,005	1	1,1	0	0	0,008	17		17	100	0	0	0,012	19	0,003	16	84,2	0	0	0,055
37,9	10	2,2	0,586	170	0,001	64	37,6	2	1,2	0,23	89	0,005	5	5,6	0	0	0,027	17		17	100	0	0	0,062	19	0,003	18	94,7	1	5,3	0,23
4,2	0	0	0,029	170	0,001	11	6,5	0	0	0,002	89	0,005	0	0	0	0		17		11	64,7	0	0	0,003	19	0,003	1	5,3	0	0	0,003
36,6	10	2,2	0,434	170	0,005	25	14,7	0	0	0,09	89	0,005	3	3,4	0	0	0,007	17		17	100	0	0	0,061	19	0,003	18	94,7	1	5,3	0,18
44,2	12	2,7	1,606	170	0,001	82	48,2	2	1,2	0,27	89	0,01	1	1,1	0	0	0,024	17		17	100	0	0	0,028	19	0,003	17	89,5	0	0	0,083
56,4	0	0	0,069	170	0,005	33	19,4	1	0,6	0,119	89	0,005	7	7,9	0	0	0,05	17		17	100	0	0	0,015	19	0,003	17	89,5	0	0	0,071
32,6	2	0,4	0,19	170	0,001	58	34,1	2	1,2	0,44	89	0,005	3	3,4	1	1,1	0,27	17		17	100	0	0	0,03	19	0,003	16	84,2	1	5,3	0,11
0,4	0	0	0,022	73	0,01	0	0	0	0		89	0,01	0	0	0	0		17		2	11,8	0	0	0,006							
0,7	0	0	0,001	170	0,001	0	0	0	0		89	0,01	0	0	0	0		17		1	5,9	0	0	0,002	19	0,003	0	0	0	0	
0	0	0		169	0,001	2	1,2	0	0	0,002	89	0,01	0	0	0	0		17		1	5,9	0	0	0,003	19	0,003	0	0	0	0	
0,2	0	0	0,001	170	0,005	1	0,6	0	0	0,002								17		0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
97,8	0	0	14,12	83	0,05	71	85,5	0	0	4,59	89	0,1	82	92,1	0	0	11														
0	0	0		158	0,005	0	0	0	0									17		0	0	0	0		19	0,003	1	5,3	0	0	0,003
0	0	0		158	0,005	0	0	0	0									17		0	0	0	0		19	0,003	2	10,5	0	0	0,007
40,1	2	0,4	0,14	170	0,001	67	39,4	3	1,8	0,18	89	0,01	3	3,4	0	0	0,051	17		17	100	1	5,9	0,29	19	0,003	18	94,7	3	15,8	0,57
6,4	0	0	0,009	158	0,005	3	1,9	0	0	0,008	43	0,005	0	0	0	0		17		13	76,5	0	0	0,005	19	0,003	4	21,1	0	0	0,018
0	0	0		158	0,005	0	0	0	0									17		0	0	0	0								
0	0	0		158	0,005	0	0	0	0									17		0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
0	0	0		158	0,001	0	0	0	0									17		0	0	0	0								

				Toute la zone/Insgesamt								AL									
Code Sandre (FR)	N°CAS/ CAS-Nummer	Paramètre/ Parameter	Unité / Einheit	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	VS GW	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG
Substances pharmaceutiques/Pharmazeutische Substanzen																					
7597	58955-93-4	10,11-dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazepin(e)	µg/L	562	0,05	0,3	30	5,3	0	0	0,162	205	0,005	20	9,8	0	0	0,091	232	0,01	5
6701	117-96-4	Acide amidotrizoique/Amidotrizoesäure	µg/L	726	0,1	1	97	13,4	3	0,4	2,414	205	0,1	0	0	0	0		226	0,01	54
5408	882-09-7	Acide clofibrique/Clofibrinsäure	µg/L	715	0,05	3	3	0,4	0	0	0,78	205	0,005	1	0,5	0	0	0,015	232	0,01	0
5361	29122-68-7	Atenolol	µg/L	562	0,05	0,05	0	0	0	0		205	0,005	0	0	0	0		232	0,01	0
7894	56392-14-4	Atenolol acid	µg/L	522	0,05	0,05	2	0,4	0	0	0,049	205	0,01	1	0,5	0	0	0,01	228	0,01	1
7817	83905-01-5	Azitromycine	µg/L	631	0,05	0,3	0	0	0	0		205	0,005	0	0	0	0		228	0,01	0
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	µg/L	562	0,05	0,05	1	0,2	0	0	0,027	205	0,005	1	0,5	0	0	0,027	232	0,01	0
7897	139481-59-7	Candesartan	µg/L	464	0,01	0,3	60	12,9	1	0,2	0,84	205	0,005	18	8,8	0	0	0,02	223	0,01	16
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	µg/L	745	0,05	0,3	159	21,3	9	1,2	0,576	205	0,005	72	35,1	0	0	0,068	232	0,01	29
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	µg/L	526	0,05	0,05	6	1,1	0	0	0,03	205	0,005	4	2	0	0	0,02	232	0,01	2
6540	85721-33-1	Ciprofloxacine	µg/L	525	0,05	0,05	2	0,4	1	0,2	0,056	205	0,005	0	0	0	0		231	0,01	0
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	µg/L	561	0,05	0,05	0	0	0	0		205	0,005	0	0	0	0		231	0,01	0
5349	15307-86-5	Diclofenac	µg/L	737	0,05	0,3	20	2,7	3	0,4	0,847	205	0,01	3	1,5	0	0	0,03	218	0,01	3
6522	114-07-8	Erythromycin (e)	µg/L	562	0,05	0,05	0	0	0	0		205	0,005	0	0	0	0		232	0,01	0
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	µg/L	560	0,05	0,05	6	1,1	1	0,2	0,074	205	0,01	1	0,5	0	0	0,02	230	0,01	1
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	µg/L	526	0,05	1	2	0,4	0	0	0,01	205	0,01	2	1	0	0	0,01	232	0,01	0
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	µg/L	732	0,1	0,05	1	0,1	1	0,1	0,141	205	0,01	0	0	0	0		232	0,01	0
5353	22071-15-4	Ketoprofen(e)	µg/L	526	0,05	0,05	3	0,6	2	0,4	0,1	205	0,01	3	1,5	2	1	0,1	232	0,01	0
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	µg/L	558	0,05	0,3	56	10	1	0,2	0,322	205	0,005	30	14,6	0	0	0,105	228	0,01	12
6755	657-24-9	Metformin(e)	µg/L	411	1	1	0	0	0	0		205	1	0	0	0	0				
5362	37350-58-6	Metoprolol	µg/L	562	0,05	0,05	1	0,2	0	0	0,001	205	0,005	0	0	0	0		232	0,01	0
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	µg/L	562	0,05	0,05	0	0	0	0		205	0,01	0	0	0	0		232	0,01	0
5354	103-90-2	Paracetamol	µg/L	562	0,05	0,05	18	3,2	5	0,9	0,11	205	0,02	18	8,8	5	2,4	0,11	232	0,01	0
7961	125-33-7	Primidone	µg/L	388	0,05	3	43	11,1	0	0	0,29								226	0,01	19
7049	60208-45-9	RS-iopamidol	µg/L	622	0,1	1	8	1,3	1	0,2	6,657	205	0,1	0	0	0	0		230	0,01	4
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	µg/L	732	0,05	0,01	68	9,3	31	4,2	0,16	205	0,005	36	17,6	17	8,3	0,044	232	0,01	10
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	µg/L	562	0,05	0,05	0	0	0	0		205	0,01	0	0	0	0		232	0,01	0
7901	137862-53-4	Valsartan	µg/L	524	0,05	0,3	8	1,5	0	0	0,101	205	0,005	4	2	0	0	0,023	230	0,01	3
Edulcorants/Süßstoffe																					
7892	55589-62-3	Acesulfam(e) K	µg/L	849	0,05	30000	384	45,2	0	0	6,615	108	0,05	21	19,4	0	0	0,94	446	0,012	233
7902	139-05-9	Cyclamat(e)	µg/L	817	0,05		99	12,1	0	0	0,763	108	0,05	7	6,5	0	0	0,44	450	0,011	54
7900	81-07-2	Saccharin(e)	µg/L	812	0,05		37	4,6	0	0	1,985	108	0,05	0	0	0	0		445	0,01	20
6667	56038-13-2	Sucralose	µg/L	848	0,05		99	11,7	0	0	7,346	108	0,05	13	12	0	0	2,6	445	0,05	45
Composés organiques halogénés volatils (COHV)/Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW)																					
1135	67-66-3	Chloroform(e)	µg/L	802	0,5	100	49	6,1	0	0	17	204	0,5	15	7,4	0	0	17	454	0,1	10
1158	124-48-1	Dibromochloromethane/Dibromchlormethan	µg/L	348	0,2	100	6	1,7	0	0	1,51	204	0,2	6	2,9	0	0	1,51			
1161	107-06-2	Dichloroéthane-1,2/1,2-Dichlorethan	µg/L	348	0,1	3	5	1,4	0	0	0,11	204	0,1	0	0	0	0				
1456	156-59-2	Dichloroéthylène-1,2 cis/Cis-1,2-Dichlorethen	µg/L	810	5	50	30	3,7	0	0	13	204	0,5	0	0	0	0		454	5	17
1168	75-09-2	Dichlorométhane/Dichlormethan	µg/L	810	5	20	2	0,2	0	0	5	204	4,5	0	0	0	0		454	5	1
1167	75-27-4	Dichloromonobromométhane/Bromdichlormethan	µg/L	331	0,5	100	4	1,2	0	0	0,82	204	0,5	1	0,5	0	0	0,82			
1272	127-18-4	Tétrachloroéthylène/Tetrachlorethen (Per)	µg/L	974	0,5		263	27	0	0	350,7	204	0,1	49	24	0	0	53	448	0,1	136
1276	56-23-5	Tétrachlorure de carbone/Tetrachlormethan	µg/L	356	0,5	2	21	5,9	2	0,6	8,51	204	0,1	8	3,9	2	1	8,51			
1284	71-55-6	Trichloroéthane-1,1,1/1,1,1-Trichlorethan	µg/L	810	0,5	3	51	6,3	0	0	2,76	204	0,1	19	9,3	0	0	2,76	454	0,1	7
1286	79-01-6	Trichloroéthylène/Trichlorethen (Tri)	µg/L	980	0,5		193	19,7	0	0	5,4	204	0,1	45	22,1	0	0	1,77	454	0,1	72
Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK-PAK)																					
1114	71-43-2	Benzène/Benzol	µg/L	348	0,25	1	6	1,7	0	0	0,51	204	0,2	2	1	0	0	0,51			
1497	100-41-4	Ethylbenzène/Ethylbenzol	µg/L	348	0,25	1	12	3,4	0	0	0,043	204	0,2	0	0	0	0				
1517	91-20-3	Naphtalène/Naphthalin	µg/L	278	0,5	0,1	6	2,2	4	1,4	53,1	134	0,05	5	3,7	4	3	53,1			
1278	108-88-3	Toluène/Toluol	µg/L	348	0,25	0,7	60	17,2	3	0,9	1,56	204	0,1	16	7,8	3	1,5	1,56			
1292	95-47-6	Xylène-ortho/o-Xylol	µg/L	348	0,25	1	35	10,1	1	0,3	2,07	204	0,03	18	8,8	1	0,5	2,07			
Eléments traces métalliques (ETM) et métalloïdes/Spurenmetalle und Halbmetalle																					
1370	7429-90-5	Aluminium	µg(Al)/L	854	50	200	156	18,3	2	0,2	1740	206	1	46	22,3	1	0,5	1740	418	5	72
1376	7440-36-0	Antimoine/Antimon	µg(Sb)/L	695	1	10	182	26,2	0	0	2	206	0,05	147	71,4	0	0	1,66	453	1	4
1369	7440-38-2	Arsenic/Arsen	µg(As)/L	1139	2	10	845	74,2	42	3,7	36	206	0,01	205	99,5	4	1,9	31,5	446	0,5	351
1396	7440-39-3	Baryum/Barium	µg(Ba)/L	927	10	700	927	100	0	0	688	206	0,1	206	100	0	0	540	436	10	436
1362	7440-42-8	Bore/Bor	µg(B)/L	1171	50	1000	986	84,2	2	0,2	3740	206	0,5	206	100	0	0	824	451	20	370
1388	7440-43-9	Cadmium	µg(Cd)/L	1146	0,9	5	173	15,1	0	0	2,33	206	0,01	65	31,6	0	0	2,33	454	0,1	73
1389	7440-47-3	Chrom(e)	µg(Cr)/L	1141	1	25	542	47,5	1	0,1	31	206	0,05	146	70,9	0	0	18,6	452	1	160
1392	7440-50-8	Cuivre/Kupfer	µg(Cu)/L	1120	10	2000	848	75,7	0	0	113	206	0,15	171	83	0	0	96,9	428	1	328
1393	7439-89-6	Fer/Eisen	µg(Fe)/L	1439	50	200	792	55	355	24,7	20100	522	1	226	43,3	13	2,5	3880	417	10	202
1394	7439-96-5	Manganèse/Mangan	µg(Mn)/L	1451	10	50	1018	70,2	536	36,9	4210	522	0,05	456	87,4	90	17,2	4210	429	10	181
1387	7439-97-6	Mercure/Quecksilber	µg(Hg)/L	652	0,1	1	4	0,6	1	0,2	7,34	206	0,01	4	1,9	1	0,5	7,34	429	0,1	0
1386	7440-02-0	Nickel	µg(Ni)/L	1112	6	20	652	58,6	5	0,4	144	206	0,2	137	66,5	4	1,9	79,9	415	1	204
1382	7439-92-1	Plomb/Blei	µg(Pb)/L	1137	1	5	168	14,8	2	0,2	7	206	0,1	47	22,8	0	0	2,8	448	1	64
1385	7782-49-2	Sélénium/Selen	µg(Se)/L	852	1	20	137	16,1	1	0,1	20,2	206	0,5	28	13,6	0	0	4,3	454	1	76
1361	7440-61-1	Uranium/Uran	µg(U)/L	1137	0,5	30	955	84	9	0,8	132	206	0,01	200	97,1	0	0	9,61	444	0,5	376
1383	7440-66-6	Zinc/Zink	µg(Zn)/L	1119	20	5000	702	62,7	0	0	1410	206	0,9	199	96,6	0	0	799	423	10	317
Divers/Verschiedenes																					
1493	60-00-4	Acide éthylène diamine tétraacétique/Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	µg/L	759	20	200	260	34,3	0	0	81								450	0,5	129
7543	95-14-7	Benzotriazol(e)	µg/L	1095	0,15	3	100	9,1	0	0	2,52	524	0,1	14	2,7	0	0	0,8	447	0,01	62
1106		Composés organiques halogénés adsorbables / adsorbierbare halogenierte organische Verbindungen (AOX)	µg/L	234	10	10	166	70,9	163	69,7	1100	108	10	84	77,8	82	75,9	1100			
6219	14797-73-0	Perchlorat(e)	µg/L	918	0,3	4	354	38,6	8	0,9	13,3	524	0,3	113	21,6	2	0,4	13,3	232	0,3	145

BW				HE							RP							BL							BS						
% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max	Nb. Pts. Anz. Mst.	LQ max BG max	≥ LQ ≥ BG	% ≥ LQ % ≥ BG	≥ VS ≥ GW	% ≥ VS % ≥ GW	Max
2,2	0	0	0,09								89	0,05	3	3,4	0	0	0,162	17	0,002	0	0	0	0		19	0,002	2	10,5	0	0	0,012
23,9	0	0	0,7	170	0,1	8	4,7	2	1,2	2,414	89	0,1	2	2,2	1	1,1	2,019	17	0,005	14	82,4	0	0	0,098	19	0,005	19	100	0	0	0,095
0	0	0		170	0,05	1	0,6	0	0	0,78	108	0,02	1	0,9	0	0	0,025														
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,003	0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
0,4	0	0	0,049								89	0,05	0	0	0	0															
0	0	0		73	0,05	0	0	0	0		89	0,05	0	0	0	0		17	0,01	0	0	0	0		19	0,01	0	0	0	0	
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,002	0	0	0	0		19	0,003	0	0	0	0	
7,2	1	0,4	0,84															17	0,001	9	52,9	0	0	0,003	19	0,001	17	89,5	0	0	0,021
12,5	0	0	0,16	170	0,05	15	8,8	7	4,1	0,576	102	0,02	7	6,9	2	2	0,45	17	0,001	17	100	0	0	0,005	19	0,001	19	100	0	0	0,014
0,9	0	0	0,03								89	0,05	0	0	0	0															
0	0	0									89	0,05	2	2,2	1	1,1	0,056														
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,001	0	0	0	0		19	0,001	0	0	0	0	
1,4	0	0	0,088	170	0,05	10	5,9	3	1,8	0,847	108	0,03	2	1,9	0	0	0,3	17	0,005	1	5,9	0	0	0,024	19	0,003	1	5,3	0	0	0,019
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,001	0	0	0	0		19	0,001	0	0	0	0	
0,4	1	0,4	0,074								89	0,05	0	0	0	0		17	0,005	0	0	0	0		19	0,001	4	21,1	0	0	0,004
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0															
0	0	0		170	0,1	0	0	0	0		89	0,1	0	0	0	0		17	0,01	1	5,9	1	5,9	0,141	19	0,01	0	0	0	0	
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0															
5,3	0	0	0,24								89	0,05	1	1,1	1	1,1	0,322	17	0,002	4	23,5	0	0	0,005	19	0,002	9	47,4	0	0	0,029
				170	0,05	0	0	0	0									17	0,005	0	0	0	0		19	0,005	0	0	0	0	
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,001	0	0	0	0		19	0,001	1	5,3	0	0	0,001
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,01	0	0	0	0		19	0,025	0	0	0	0	
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,005	0	0	0	0		19	0,005	0	0	0	0	
8,4	0	0	0,04	73	0,02	16	21,9	0	0	0,29	89	0,05	8	9	0	0	0,107														
1,7	0	0	0,041	170	0,1	2	1,2	1	0,6	6,657								17	0,01	2	11,8	0	0	0,03							
4,3	10	4,3	0,021	170	0,05	1	0,6	1	0,6	0,16	89	0,05	2	2,2	2	2,2	0,065	17	0,002	6	35,3	0	0	0,003	19	0,002	13	68,4	1	5,3	0,014
0	0	0									89	0,05	0	0	0	0		17	0,001	0	0	0	0		19	0,001	0	0	0	0	
1,3	0	0	0,035								89	0,05	1	1,1	0	0	0,101														
52,2	0	0	1,4	170	0,05	68	40	0	0	4,031	89	0,05	26	29,2	0	0	6,615	17	0,002	17	100	0	0	0,085	19	0,002	19	100	0	0	0,088
12	0	0	0,68	170	0,05	29	17,1	0	0	0,66	89	0,05	9	10,1	0	0	0,317														
4,5	0	0	0,29	170	0,05	3	1,8	0	0	0,105	89	0,05	14	15,7	0	0	1,985														
10,1	0	0	2	170	0,05	26	15,3	0	0	7,346	89	0,05	7	7,9	0	0	6,057	17	0,05	4	23,5	0	0	0,98	19	0,025	4	21,1	0	0	0,19
2,2	0	0	1								108	0,01	7	6,5	0	0	0,94	17	0,05	2	11,8	0	0	0,48	19	0,02	15	78,9	0	0	1,4
											108	0,01	0	0	0	0		17	0,05	0	0	0	0		19	0,04	0	0	0	0	
											108	0,07	4	3,7	0	0	0,11	17	0,05	0	0	0	0		19	0,04	1	5,3	0	0	0,083
3,7	0	0	13	8	2	0	0	0	0		108	0,05	8	7,4	0	0	0,82	17	0,05	4	23,5	0	0	0,35	19	0,08	1	5,3	0	0	0,47
0,2	0	0	5	8	1	0	0	0	0		108	0,02	1	0,9	0	0	0,023	17	0,05	0	0	0	0		19	0,05	0	0	0	0	
											108	0,01	2	1,9	0	0	0,12								19	0,04	1	5,3	0	0	0,16
30,4	13	2,9	350,7	178	0,5	33	18,5	0	0	139	108	0,01	10	9,3	0	0	0,7	17	0,05	16	94,1	0	0	10	19	0,001	19	100	0	0	5,6
				8	0,5	0	0	0	0		108	0,01	2	1,9	0	0	0,027	17	0,05	0	0	0	0		19	0,02	11	57,9	0	0	0,044
1,5	0	0	0,4	8	0,5	1	12,5	0	0	0,11	108	0,01	1	0,9	0	0	0,044	17	0,05	5	29,4	0	0	0,13	19	0,001	18	94,7	0	0	0,068
15,9	0	0	5,4	178	0,5	31	17,4	0	0	5,3	108	0,01	10	9,3	0	0	0,31	17	0,05	16	94,1	0	0	0,3	19	0,001	19	100	0	0	0,4
											108	0,02	4	3,7	0	0	0,04	17	0,05	0	0	0	0		19	0,25	0	0	0	0	
											108	0,02	11	10,2	0	0	0,043	17	0,05	0	0	0	0		19	0,25	1	5,3	0	0	0,006
											108	0,05	0	0	0	0		17	0,05	0	0	0	0		19	0,5	1	5,3	0	0	0,019
											108	0,03	32	29,6	0	0	0,19	17	0,05	10	58,8	0	0	0,27	19	0,25	2	10,5	0	0	0,038
											108	0,02	17	15,7	0	0	0,088	17	0,05	0	0	0	0		19	0,25	0	0	0	0	
17,2	0	0	17	211	50	37	17,5	1	0,5	1140	2	10	1	50	0	0	107	17	10	0	0	0	0								
0,9	0	0	2															17	0,025	16	94,1	0	0	0,45	19	0,1	15	78,9	0	0	0,48
78,7	16	3,6	33,7	179	2	106	59,2	16	8,9	33,2	272	0,5	149	54,8	6	2,2	36	17	0,1	17	100	0	0	1,1	19	0,5	17	89,5	0	0	4,2
100	0	0	619	177	10	177	100	0	0	688	72	5	72	100	0	0	420	17	0,1	17	100	0	0	90	19	0,5	19	100	0	0	136
82	1	0,2	1100	206	50	179	86,9	0	0	558	272	20	195	71,7	1	0,4	3740	17	5	17	100	0	0	120	19	10	19	100	0	0	137
16,1	0	0	1,54	180	0,9	21	11,7	0	0	0,289	270	0,1	7	2,6	0	0	0,51	17	0,01	5	29,4	0	0	0,068	19	0,02	2	10,5	0	0	0,055
35,4	0	0	4,8	175	0,25	162	92,6	0	0	9,67	272	0,5	41	15,1	0	0	4	17	0,05	16	94,1	1	5,9	31	19	0,2	17	89,5	0	0	3,29
76,6	0	0	113	178	10	72	40,4	0	0	25,1	272	0,1	254	93,4	0	0	8,1	17	0,5	16	94,1	0	0	8,1	19	0,5	7	36,8	0	0	24,6
48,4	84	20,1	15700	211	50	158	74,9	103	48,8	20100	272	10	189	69,5	155	57	16300	17	1	17	100	0	0	18							
42,2	132	30,8	2800	211	10	156	73,9	130	61,6	2020	272	5	218	80,1	183	67,3	2860	17	0,1	7	41,2	1	5,9	180							
0	0	0																17	0,01	0	0	0	0								
49,2	0	0	8,1	183	6	130	71	1	0,5	144	272	0,5	162	59,6	0	0	19	17	0,05	17	100	0	0	11	19	0,5	2	10,5	0	0	1,11
14,3	1	0,2	7	175	0,3	8	4,6	1	0,6	6,24	272	0,1	26	9,6	0	0	0,85	17	0,05	13	76,5	0	0	0,71	19	0,1	10	52,6	0	0	1,31
16,7	1	0,2	20,2	175	1	17	9,7	0	0	12,3								17	0,1	16	94,1	0	0	1,8							
84,7	0	0	24,5	179	0,5	136	76	1	0,6	36,2	272	0,1	207	76,1	8	2,9	132	17	0,01	17	100	0	0	1,5	19	0,1	19	100	0	0	1,5
74,9	0	0	881	182	20	22	12,1	0	0	1410	272	5	134	49,3	0	0	1000	17	0,5	16	94,1	0	0	77	19	1	14	73,7	0	0	439
28,7	0	0	8,8	172	20	55	32	0	0	81	101	0,4	68	67,3	0	0	30	17	0,5	6	35,3	0	0	0,81	19	0,5	2	10,5	0	0	0,54
13,9	0	0	0,5								88	0,15	4	4,5	0	0	2,52	17	0,003	10	58,8	0	0	0,056	19	0,003	10	52,6	0	0	0,091
				37	10	3	8,1	2	5,4	20	89	10	79	88,8	79	88,8	110														
62,5	0	0	3,8	73	0,3	34	46,6	3	4,1	5,06	89	0,05	62	69,7	3	3,4	9,98														

ANNEXE 3 : PRINCIPALES VALEURS RÉGLEMENTAIRES ET VALEUR SEUIL TRANSFRONTALIÈRE RETENUE PAR PARAMÈTRE DE L'AXE 1

L'A**nnexe 3** liste les différentes valeurs limites européennes ou nationales existantes pour chaque paramètre de l'axe 1 : limites de qualité pour l'eau potable, valeurs à orientations sanitaires, valeurs seuils pour les eaux souterraines et autres références comme les valeurs guides pour la protection de la ressource en eau et valeurs seuils environnementales.

Dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin, des seuils appelés « valeurs seuils transfrontalières » ont été définis à partir de ces différentes valeurs, pour comparer et interpréter les résultats selon une base commune.

Les valeurs seuils transfrontalières ont été sélectionnées selon une méthode de priorisation présentée en **partie 4.1.4.2**. Dans le tableau, celles définies à partir d'une limite de qualité pour l'eau potable apparaissent sur fond rouge, les autres figurent sur fond rose. Ces couleurs font référence aux palettes de couleurs utilisées pour représenter les résultats (cartes et graphiques) et présentées en **partie 4.1.4.3**.

Les valeurs limites ont été extraites des textes européens et nationaux suivants :

Limites de qualité pour l'eau potable

Europe

(UE) 2020/2184
DIRECTIVE (UE) 2020/2184 DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE)
FR : https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32020L2184

France

Ar. 12/2022
Arrêté du 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique
FR : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046849403

Avis ANSES 2014
Avis de l'Anses relatif à la présence d'ions perchlorate dans le lait infantile et dans l'eau destinée à la consommation humaine en France (d'après saisines 2011-SA-0208 et 2011-SA-0336).
FR : https://www.anses.fr/system/files/EAUX2011sa0024.pdf

Allemagne

TrinkwV
Règlement du 21 mai 2001 (Journal officiel fédéral [BGBI] de 2001, partie I, n° 24, p. 959) sur la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine (Trinkwasserverordnung – TrinkwV),

ANHANG 3: WICHTIGSTE GRENZWERTE UND GRENZÜBERSCHREITENDER SCHWELLENWERT PRO PARAMETER IN SCHWERPUNKT 1

In **Anhang 3** sind die verschiedenen europäischen oder nationalen Grenzwerte aufgeführt, die für jeden Parameter der Schwerpunkt 1 gelten: Qualitätsgrenzwerte für Trinkwasser, Werte mit gesundheitlicher Ausrichtung und/oder Schwellenwerte für Grundwasser, und andere Referenzwerte wie Richtwerte für den Gewässerschutz und Umweltgrenzwerte.

Im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein wurden auf der Grundlage dieser verschiedenen Schwellenwerte sogenannte „grenzüberschreitende Schwellenwerte" definiert, um die Ergebnisse auf einer gemeinsamen Basis vergleichen und interpretieren zu können.

Die grenzüberschreitenden Schwellenwerte wurden nach einer in **Abschnitt 4.1.4.2** vorgestellten Priorisierungsmethode festgelegt. In der Tabelle sind die Werte, die anhand eines Qualitätsgrenzwerts für Trinkwasser ermittelt wurden, rot hinterlegt, die übrigen Werte sind rosa hinterlegt. Diese Farben beziehen sich auf die Farbpaletten, die zur Darstellung der Ergebnisse (Karten und Grafiken) verwendet werden und in **Abschnitt 4.1.4.3** vorgestellt werden.

Die Grenzwerte wurden den folgenden europäischen und nationalen Rechtsvorschriften entnommen:

Qualitätsgrenzwerte für Trinkwasser

Europa

(UE) 2020/2184
RICHTLINIE (EU) 2020/2184 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 16. Dezember 2020 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Neufassung) (Text von Bedeutung für den EWR)
DE: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32020L2184

Frankreich

Ar. 12/2022
Verordnung vom 30. Dezember 2022 zur Änderung der Verordnung vom 11. Januar 2007 über die Grenzwerte und Qualitätsanforderungen für Rohwasser und Wasser für den menschlichen Gebrauch gemäß den Artikeln R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 und R. 1321-38 des Gesetzes über das öffentliche Gesundheitswesen
FR: https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046849403

Avis ANSES 2014
Stellungnahme der ANSES zum Vorkommen von Perchlorat-Ionen in Säuglingsnahrung und Trinkwasser in Frankreich (gemäß den Befassungen 2011-SA-0208 und 2011-SA-0336)
FR: https://www.anses.fr/system/files/EAUX2011sa0024.pdf

Deutschland

TrinkwV
Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 21.05.2001 (BGBl. 2001 Teil I Nr. 24 S. 959),

actualisé le 10 mars 2016 (BGBl de 2016, partie I, n° 12, p. 459)
DE : https://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2023/index.html

Suisse

OPBD/TBDV
Ordonnance du DFI sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public du 16 décembre 2016 (État le 1er janvier 2026)
FR : https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2017/153/fr

Valeurs à orientations sanitaires

Allemagne

GOW
Valeurs d'orientation sanitaire (GOW) pour les métabolites non-pertinents des substances actives de pesticides dans l'eau potable (janvier 2017)
DE: https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/trinkwasser/trinkwasserqualitaet/toxikologie-des-trinkwassers/gesundheitlicher-orientierungswert-gow

LW
Limites de qualité, valeurs guide, valeurs d'orientation, valeurs d'intervention – Définitions actuelles et valeurs maximales pour l'eau potable (16 décembre 2011)
DE : https://www.umweltbundesamt.de/system/files/medien/377/dokumente/grenzwerte_leitwerte.pdf

Valeurs seuils pour les eaux souterraines

Europe

(UE) 2000/60/CE
Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau
FR : https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:02000L0060-20141120

2022/0344(COD)
ANNEXES de la Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil modifiant la directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, la directive 2006/118/CE sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration, et la directive 2008/105/CE établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau
FR : https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CONSIL:ST_14265_2022_ADD_1

France

Ar. 10/2023
Arrêté du 9 octobre 2023 modifiant l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines
FR : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000048347268

Neufassung vom 20.06.2023 (BGBl. 2023 Teil I Nr. 159, S. 2).
DE: https://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2023/index.html

Schweiz

OPBD/TBDV
Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen vom 16. Dezember 2016 (Stand am 1. Januar 2026)
DE: https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2017/153/de

Gesundheitsbasierte Richtwerte

Deutschland

GOW
Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) für nicht relevante Metaboliten (nrM) von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln (PSM) vom November 2021
DE: https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/trinkwasser/trinkwasserqualitaet/toxikologie-des-trinkwassers/gesundheitlicher-orientierungswert-gow

LW
Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte - Aktuelle Definitionen und Höchstwerte) im Trinkwasser vom 16. Dezember 2011
DE: https://www.umweltbundesamt.de/system/files/medien/377/dokumente/grenzwerte_leitwerte.pdf

Schwellenwerte für Grundwasser

Europa

(UE) 2000/60/CE
RICHTLINIE 2000/60/EG Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
DE: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:02000L0060-20141120

2022/0344(COD)
Interinstitutionelles Dossier:2022/0344(COD)
ANHÄNGE des Vorschlags für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, der Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung und der Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik
DE: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CONSIL:ST_14265_2022_ADD_1

Frankreich

Ar. 10/2023
Arrêté du 9 octobre 2023 modifiant l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines
FR : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000048347268

Allemagne

GrwV
Règlement sur la protection des eaux souterraines (Règlement sur les eaux souterraines - GrwV) du 9 novembre 2010 (mise à jour en octobre 2022)
DE : https://www.gesetze-im-internet.de/grwv_2010/index.html

Suisse

OEaux/GSchV
Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (État le 1er décembre 2025)
FR : https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/fr

Autres références

Europe

Mémorandum IAWR
Mémorandum Européen sur les Eaux souterraines en vue de garantir un captage d'eau de qualité et en quantité suffisante pour les générations futures (EGM) 2022, IAWR
FR : https://fr.iawr.org/timm/download.php?file=data/docs/lit_memoranden/europeangroundwatermemorandum_2022_fr.pdf

Sanco/221/2000 (UE)
SANCO/221/2000. "Guidance document on the assessment of the relevance of metabolites in groundwater of substances regulated under Council REGULATION (EC) No 1107/2009" Revision 11. 21 October 2021.
Ce guide défini une méthode que les États membres peuvent suivre pour définir la pertinence des métabolites.
EN : https://food.ec.europa.eu/system/files/2021-10/pesticides_ppp_app-proc_guide_fate_metabolites-groundwtr-rev11.pdf

France

NQE-INERIS
Valeurs de Normes de qualité environnementale (NQE) indicatives définies par l'INERIS (valeurs juridiquement non contraignantes en Union européenne)
FR : https://substances.ineris.fr/

Deutschland

GrwV
Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung - GrwV) vom 9. November 2010 (Stand: Oktober 2022)
DE: https://www.gesetze-im-internet.de/grwv_2010/index.html

Schweiz

OEaux/GSchV
Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Dezember 2025)
DE: https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/de

Weitere Referenzen

Europa

Memoranden IAWR
Europäisches Grundwassermemorandum zur qualitativen und quantitativen Sicherung der Trinkwassergewinnung für zukünftige Generationen (EGM) 2022, IAWR
DE: https://www.iawr.org/timm/download.php?file=data/docs/lit_memoranden/europeangroundwatermemorandum_2022_de.pdf

Sanco/221/2000 (UE)
SANCO/221/2000. "Guidance document on the assessment of the relevance of metabolites in groundwater of substances regulated under Council REGULATION (EC) No 1107/2009" Revision 11. 21 October 2021.
Dieser Leitfaden beschreibt eine Methode, nach der die Mitgliedstaaten die Relevanz von Metaboliten bestimmen können
EN: https://food.ec.europa.eu/system/files/2021-10/pesticides_ppp_app-proc_guide_fate_metabolites-groundwtr-rev11.pdf

Frankreich

NQE -INERIS
Vom INERIS festgelegte Richtwerte für Umweltqualitätsnormen (UQN) ((in der Europäischen Union rechtlich nicht bindende Werte)
FR: https://substances.ineris.fr/

ANNEXE 3: PRINCIPALES VALEURS RÉGLEMENTAIRES ET VALEUR SEUIL TRANSFRONTALIÈRE RETENUE PAR PARAMÈTRE DE L'AXE 1

ANHANG 3: WICHTIGSTE GRENZWERTE UND GRENZÜBERSCHREITENDER SCHWELLENWERT PRO PARAMETER IN SCHWERPUNKT 1

Code Sandre (FR)	N°CAS / CAS-Nummer	Paramètre / Parameter	Unité / Einheit	Union européenne / Europäische Union		France (FR) / Frankreich (FR)	
				Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung
Paramètres physico-chimiques / Physikalisch-chemische Parameter							
1335	14798-03-9	Ammonium	mg(NH4)/L	**0,5**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1374	7440-70-2	Calcium	mg(Ca)/L				
1841	/	Carbone Organique Total (COT)/Organisch gebunden Gesamtkohlenstoff (TOC)	mg(C)/L			2	Ar. 12/2022
1337	16887-00-6	Chlorures/Chlorid	mg(Cl)/L	**250**	(UE) 2020/2184	250	Ar. 12/2022
1303	/	Conductivité à 25°C/Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C	µS/cm	2790	(UE) 2020/2184	[200 - 1100]	Ar. 12/2022
7073	16984-48-8	Fluorure anion/Fluorid	mg/L	**1,5**	(UE) 2020/2184	1,5	Ar. 12/2022
1327	71-52-3	Hydrogénocarbonates/Hydrogencarbonat	mg(HCO3)/L				
1372	7439-95-4	Magnesium	mg(Mg)/L				
1340	14797-55-8	Nitrat(es)	mg(NO3)/L	**50**	(UE) 2020/2184	50	Ar. 12/2022
1339	14797-65-0	Nitrit(es)	mg(NO2)/L	**0,5**	(UE) 2020/2184	0,5	Ar. 12/2022
1433	14265-44-2	Orthophosphates /Ortho-Phosphat	mg(PO4)/L	0,5	(UE) 2000/60/CE	0,5	Ar. 10/2023
1311	7782-44-7	Oxygène dissous/Gelöster Sauerstoff	mg(O2)/L				
1302	/	pH/pH-Wert	unité pH	[6.5 - 9.5]	(UE) 2020/2184	[6.5 - 9]	Ar. 12/2022
1350	7723-14-0	Phosphore total/Phosphor gesamt	mg(P)/L				
1367	07/09/7440	Potassium/Kalium	mg(K)/L				
1375	7440-23-5	Sodium/Natrium	mg(Na)/L	**200**	(UE) 2020/2184	200	Ar. 12/2022
1338	14808-79-8	Sulfat(es)	mg(SO4)/L	**250**	(UE) 2020/2184	250	Ar. 12/2022
1312	/	Taux de saturation en oxygène/Sauerstoffsättigungsindex	%			>30	Ar. 12/2022
1301	/	Température de l'eau/Temperatur	°C			25	Ar. 12/2022
1347	/	Titre alcalimétrique complet (TAC)/Summe Erdalkalien (Gesamthärte)	°f				
Pesticides et métabolites/Pflanzenschutzmittel und Metaboliten (PSM)							
1221	51218-45-2	(S-)Metolachlor(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1141	94-75-7	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4 D)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1212	94-74-6	2,4-MCPA (4-Chlor-2-methylphenoxyessigsäure)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamid(e)	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
6856	187022-11-3	Acetochlor(e) ESA	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	0,9	Ar. 12/2022
6862	194992-44-4	Acetochlor(e) OXA	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	0,9	Ar. 12/2022
1101	15972-60-8	Alachlor(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
6800	142363-53-9	Alachlor(e) ESA	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
6855	171262-17-2	Alachlor(e) OXA	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
1907	1066-51-9	AMPA (Aminomethylphosphonic Acid)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1109	1007-28-9	Atrazin(e) deisopropyl	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1830	3397-62-4	Atrazin(e) deisopropyl desethyl (DEDIA)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1108	6190-65-4	Atrazin(e) desethyl	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
7522	113614-08-7	Beflubutamid(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1113	25057-89-0	Bentazon(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
5526	188425-85-6	Boscalid	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1686	314-40-9	Bromacil	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1133	1698-60-8	Chloridazon(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
6378	6339-19-1	Chloridazon(e) desphenyl (Metabolit B)	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
6379	17254-80-7	Chloridazon(e) methyl desphenyl (Metabolit B1)	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
8865	/	Chlorothalonil R471811	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil SA/Chlorthalonil-sulfonsäure	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
1136	15545-48-9	Chlortoluron	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1137	21725-46-2	Cyanazin(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1480	1918-00-9	Dicamba	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP) / (-P)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1814	83164-33-4	Diflufenicanil/Diflufenican	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
2546	50563-36-5	Dimetachlor(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
7727	/	Dimethachlor(e) CGA 369873	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
6381	/	Dimethachlor(e) ESA (CGA 354742)	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
6380	1086384-49-7	Dimethachlor(e) OXA CGA 50266	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e) / (-P)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
6865	205939-58-8	Dimethenamid(e) ESA (M27)	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
7735	380412-59-9	Dimethenamid(e) OXA (M23)	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
1175	60-51-5	Dimethoat(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1177	330-54-1	Diuron	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1763	30043-49-3	Ethidimuron	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
6864	201668-32-8	Flufenacet ESA (M2)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
6863	201668-31-7	Flufenacet OXA	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
2008	96525-23-4	Flurtamone	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1194	85509-19-9	Flusilazol(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1506	1071-83-6	Glyphosat(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1203	58-89-9	Hexachlorocyclohexane Gamma (HCH-Gamma) (Lindan)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022

Allemagne (DE) / Deutschland (D)		Suisse (CH) / Schweiz (CH)		Remarques / Bemerkungen
Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	
0,5	TrinkwV	0,5	OPBD/TBDV	
250	TrinkwV	250	OPBD/TBDV	
2790	TrinkwV	800	OPBD/TBDV	
1,5	TrinkwV	1,5	OPBD/TBDV	
50	TrinkwV	40	OPBD/TBDV	
0,5	TrinkwV	0,5	OPBD/TBDV	
0,5	GrwV			DE : limite demandée pour les eaux souterraines seulement / DE: beantragter Grenzwert nur für Grundwasser
[6.5 - 9.5]	TrinkwV	[6.8 - 8.2]	OPBD/TBDV	
200	TrinkwV	200	OPBD/TBDV	
250	TrinkwV	250	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
3	GOW	0,1	OPBD/TBDV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
0,1	TrinkwV	0,1	OEaux/ GSchV	DE : limite à 0.1 µg/L car métabolite non pertinent d'une molécule mère interdite DE: grenzwert 0,1 µg/L, weil nrM eines verboteten Ausgangsstoffs FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
0,1	TrinkwV	0,1	OEaux/ GSchV	DE : limite à 0.1 µg/L car métabolite non pertinent d'une molécule mère interdite DE: grenzwert 0,1 µg/L, weil nrM eines verboteten Ausgangsstoffs FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
3	GOW			FR :valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
		0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2023
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
3	GOW			FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
1	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
3	GOW			FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
1	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
0,1	TrinkwV	0,1	OEaux/ GSchV	CH : limite demandée pour les eaux souterraines seulement CH: beantragter Grenzwert nur für Grundwasser
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV			
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	

Code Sandre (FR)	N°CAS / CAS-Nummer	Paramètre / Parameter	Unité / Einheit	Union européenne / Europäische Union		France (FR) / Frankreich (FR)	
				Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung
1673	51235-04-2	Hexazinon(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1208	34123-59-6	Isoproturon	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1209	330-55-2	Linuron	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1214	7085-19-0	Mecoprop (MCPP) / (-P)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1706	57837-19-1	Metalaxyl / (-M) / Mefenoxam	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
7895	75596-99-5	Metalaxyl Metabolite CGA 62826	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
7896	104390-56-9	Metalaxyl Metabolite CGA108906	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1670	67129-08-2	Metazachlor(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
6895	172960-62-2	Metazachlor(e) ESA (BH 479-8)	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
6894	1231244-60-2	Metazachlor(e) OXA (BH 479-4)	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
1216	18691-97-9	Methabenzthiazuron	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
7731	1217465-10-5	Metolachlor(e) CGA 357704	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
7730	1173021-76-5	Metolachlor(e) CGA 368208	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA CGA 354743	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
7729	1418095-19-8	Metolachlor(e) NOA 413173	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA CGA 51202	µg/L		Sanco/221/2000 (UE)	**0,9**	Ar. 12/2022
1225	21087-64-9	Metribuzin(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
7618	4710-17-2	N,N-Dimethyl-N'-phenylsulphamid(e) (DMSA)	µg/L		(UE) 2020/2184	**0,1**	Ar. 12/2022
6384	3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid(e) (DMS)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1882	111991-09-4	Nicosulfuron	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1256	139-40-2	Propazin(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1263	122-34-9	Simazin(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
2045	30125-63-4	Terbuthylazin(e) desethyl	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1954	66753-07-9	Terbuthylazin(e)-2-hydroxy		**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
1269	886-50-0	Terbutryn(e)	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
7087	142469-14-5	Tritosulfuron	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
		Somme des pesticides et des métabolites pertinents/Pestizide-gesamt	µg/L	**0,5**	(UE) 2020/2184	0,5	Ar. 12/2022
Substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS)/Per- und polyfluoroalkylierte Substanzen (PFAS)							
7893	27619-97-2	1H,1H,2H,2H-Perfluoroctan-sulfonat (H4PFOS) - 6:2 FTSA	µg/L				
6550	335-77-3	Acide perfluorodécane sulfonique/Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6509	335-76-2	Acide perfluoro-décanoïque/Perfluordecansäure (PFDA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
8741	79780-39-5	Acide perfluorododécane sulfonique/Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6507	307-55-1	Acide perfluoro-dodécanoïque/Perfluordodecansäure (PFDoDA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6542	375-92-8	Acide perfluoroheptane sulfonique/Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6830	355-46-4	Acide perfluorohexane sulfonique/Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
5980	375-22-4	Acide perfluoro-n-butanoïque/Perfluorbutansäure (PFBA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
5977	375-85-9	Acide perfluoro-n-heptanoïque/Perfluorheptansäure (PFHpA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
5978	307-24-4	Acide perfluoro-n-hexanoïque/Perfluorhexansäure (PFHxA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6508	375-95-1	Acide perfluoro-n-nonanoïque/Perfluornonansäure (PFNA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
8739	68259-12-1	Acide perfluorononane sulfonique/Perfluornonansulfonsäure (PFNS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
5979	2706-90-3	Acide perfluoro-n-pentanoïque/Perfluorpentansäure (PFPeA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6510	2058-94-8	Acide perfluoro-n-undécanoïque/Perfluorundecansäure (PFUnDA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6561		Acide perfluorooctanesulfonique/Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
5347	335-67-1	Acide perfluoro-octanoïque/Perfluoroctansäure (PFOA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
8738	2706-91-4	Acide perfluoropentanesulfonique/Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6547	376-06-7	Acide perfluorotétradécanoïque/Perfluortetradecansäure (PFTeDA)	µg/L				
8742	791563-89-8	Acide perfluorotridécane sulfonique/Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6549	72629-94-8	Acide perfluorotridécanoïque/Perfluortridecansäure (PFTrDA)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
8740	749786-16-1	Acide perfluoroundécane sulfonique/Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
6025	59933-66-3	Acide sulfonique de perfluorobutane/Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	µg/L	**(0,1)**	(UE) 2020/2184		Ar. 12/2022
8858	76-05-01	Acide trifluoracétique/Trifluoressigsäure (TFA)	µg/L				
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide/Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)	µg/L				
8847		*Somme 20 PFAS / Summe PFAS-20*	µg/L	**0,1**	(UE) 2020/2184	0,1	Ar. 12/2022
		Somme 4 PFAS / Summe PFAS-4	µg/L				
Substances pharmaceutiques/Pharmazeutische Substanzen							
7597	58955-93-4	10,11-dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazepin(e)	µg/L				
5408	882-09-07	Acide clofibrique/Clofibrinsäure	µg/L				
5361	29122-68-7	Atenolol	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
7894	56392-14-4	Atenolol acid	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
7817	83905-01-5	Azytromycine	µg/L				
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
7897	139481-59-7	Candesartan	µg/L				
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	µg/L	**0,25**	Dossier interinstitutionnel: 2022/0344(COD)	0,25	NQE - INERIS 03/2016
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
6540	85721-33-1	Ciprofloxacine	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
6701	117-96-4	Diatrizoic acid/Amidotrizoesäure	µg/L				
5349	15307-86-5	Diclofenac	µg/L			0,15	NQE - INERIS 03/2016
6522	114-07-8	Erythromycin(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	µg/L	0,05	Mémorandum IAWR		
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
5353	22071-15-4	Ketoprofen(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	µg/L				
6755	657-24-9	Metformin(e)	µg/L				
5362	37350-58-6	Metoprolol	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
5354	103-90-2	Paracetamol	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		

Allemagne (DE) / Deutschland (D)		Suisse (CH) / Schweiz (CH)		Remarques / Bemerkungen
Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
1	GOW			
1	GOW			
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
3	GOW			FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2023
3	GOW			FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2020
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
1	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	
1	GOW			
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2022
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2023
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	FR : valeur sanitaire maximale fixée d'après l'avis de l'ANSES d'octobre 2020 FR: gesundheitlicher Maximalwert basierend auf der Stellungsnahme der ANSES vom Oktober 2021
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV			
1	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	
0,1	TrinkwV			
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV	0,1	OPBD/TBDV	
0,1	TrinkwV			
0,1	TrinkwV			
0,5	TrinkwV			
0,1	GOW			
(0,02)	TrinkwV (2028)	0,3	OPBD/TBDV	
(0,02)	TrinkwV (2028)			
(0,02)	TrinkwV (2028)	0,3	OPBD/TBDV	
(0,02)		0,5	OPBD/TBDV	
10 - 60	LW			DE : valeur sanitaire de gestion (LeitWert TrinkWasser) de 60 µg/L et valeur guide pour les eaux souterraines de 10 µg/L DE: Leitwert für Trinkwasser von 60 µg/L und Richtwert für Grundwasser von 10 µg/L
0,1	GOW			
0,1	TrinkwV			Comprend /Umfasst : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBA, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS
0,02	TrinkwV (2028)			Comprend /Umfasst : PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS
0,3	GOW			
3	GOW			
0,3	GOW			
0,3	GOW			
0,3	GOW			
1	GOW			
0,3	GOW			
1	GOW			
0,3	GOW			
1	GOW			

Code Sandre (FR)	N°CAS / CAS-Nummer	Paramètre / Parameter	Unité / Einheit	Union européenne / Europäische Union		France (FR) / Frankreich (FR)	
				Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung
7961	125-33-7	Primidone	µg/L				
7049	62883-00-5	RS-iopamidol	µg/L				
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	µg/L	**0,01**	r interinstitutionnel: 2022/0344(COD)		
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	µg/L	**0,05**	Mémorandum IAWR		
7901	137862-53-4	Valsartan	µg/L				
		Somme totale des substances actives pharmaceutiques/Summe der pharmazeutischen W	µg/L	**0,25**	r interinstitutionnel: 2022/0344(COD)		
Edulcorants/Süßstoffe							
7892	55589-62-3	Acesulfam(e) K	µg/L				
7902	139-05-9	Cyclamat(e)	µg/L				
7900	81-07-2	Saccharin(e)	µg/L				
6667	56038-13-2	Sucralose	µg/L				
Composés organiques halogénés volatils (COHV)/Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW)							
1135	67-66-3	Chloroform(e)	µg/L	**100**	(UE) 2020/2184	100	Ar. 12/2022
1158	124-48-1	Dibromochloromethane/Dibromchlormethan	µg/L	**100**	(UE) 2020/2184	100	Ar. 12/2022
1161	107-06-2	Dichloroéthane-1,2/1,2-Dichlorethan	µg/L	**3**	(UE) 2020/2184	3	Ar. 10/2023
1456	156-59-2	Dichloroéthylène-1,2 cis/Cis-1,2-Dichlorethen	µg/L			**50**	Ar. 10/2023
1168	75-09-2	Dichlorométhane/Dichlormethan	µg/L			20	NQE - INERIS
1167	75-27-4	Dichloromonobromométhane/Bromdichlormethan	µg/L	**100**	(UE) 2020/2184	60	Ar. 10/2023
1272	127-18-4	Tétrachloroéthylène/Tetrachlorethen (Per)	µg/L	**(10)**	(UE) 2020/2184	10	Ar. 12/2022
1276	56-23-5	Tétrachlorure de carbone/Tetrachlormethan	µg/L			4	Ar. 10/2023
1284	71-55-6	Trichloroéthane-1,1,1/1,1,1-Trichlorethan	µg/L				
1286	79-01-6	Trichloroéthylène/Trichlorethen (Tri)	µg/L	**(10)**	(UE) 2020/2184	10	Ar. 12/2022
2963		*Somme tri- et tétrachloroéthylène / Summe Tri- und Tetrachlorethen*	µg/L	**10**	(UE) 2020/2184	10	Ar. 12/2022
Hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques (HAM-HAP)/Mono- und polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (MAK-PAK)							
1114	71-43-2	Benzène/Benzol	µg/L	**1**	(UE) 2020/2184	1	Ar. 12/2022
1497	100-41-4	Ethylbenzène/Ethylbenzol	µg/L			300	Ar. 10/2023
1517	91-20-3	Naphtalène/Naphthalin	µg/L			1	somme Ar. 10/2023
1278	108-88-3	Toluène/Toluol	µg/L			**0,7**	Ar. 10/2023
1292	95-47-6	Xylène-ortho/o-Xylol	µg/L			1	NQE - INERIS 10/2009
Eléments traces métalliques (ETM) et métalloïdes/Spurenmetalle und Halbmetalle							
1370	7429-90-5	Aluminium	µg(Al)/L	**200**	(UE) 2020/2184	200	Ar. 12/2022
1376	7440-36-0	Antimoine/Antimon	µg(Sb)/L	**10**	(UE) 2020/2184	10	Ar. 12/2022
1369	7440-38-2	Arsenic/Arsen	µg(As)/L	**10**	(UE) 2020/2184	10	Ar. 12/2022
1396	7440-39-3	Baryum/Barium	µg(Ba)/L			**700**	Ar. 12/2022
1362	7440-42-8	Bore/Bor	µg(B)/L	**1000**	(UE) 2020/2184	1000	Ar. 10/2023
1388	7440-43-9	Cadmium	µg(Cd)/L	**5**	(UE) 2020/2184	5	Ar. 12/2022
1389	7440-47-3	Chrom(e)	µg(Cr)/L	**25**	(UE) 2020/2184	25	Ar. 12/2022
1392	7440-50-8	Cuivre/Kupfer	µg(Cu)/L	**2000**	(UE) 2020/2184	2000	Ar. 12/2022
1393	7439-89-6	Fer/Eisen	µg(Fe)/L	**200**	(UE) 2020/2184	200	Ar. 12/2022
1394	7439-96-5	Manganèse/Mangan	µg(Mn)/L	**50**	(UE) 2020/2184	50	Ar. 12/2022
1387	7439-97-6	Mercure/Quecksilber	µg(Hg)/L	**1**	(UE) 2020/2184	1	Ar. 12/2022
1386	7440-02-0	Nickel	µg(Ni)/L	**20**	(UE) 2020/2184	20	Ar. 12/2022
1382	7439-92-1	Plomb/Blei	µg(Pb)/L	**5**	(UE) 2020/2184	5	Ar. 12/2022
1385	7782-49-2	Sélénium/Selen	µg(Se)/L	**20**	(UE) 2020/2184	20	Ar. 12/2022
1361	7440-61-1	Uranium/Uran	µg(U)/L	**30**	(UE) 2020/2184	30	Ar. 12/2022
1383	7440-66-6	Zinc/Zink	µg(Zn)/L			**5000**	Ar. 10/2023
Divers/Verschiedenes							
1493	60-00-4	Acide éthylène diamine tétraacétique / Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	µg/L			600	Ar. 10/2023
7543	95-14-7	Benzotriazol(e)	µg/L				
1106		Composés organiques halogénés adsorbables / adsorbierbare halogenierte organische Verbindungen (AOX)	µg/L				
6219	14797-73-0	Perchlorat(e)	µg/L			4	Avis ANSES 2014

Allemagne (DE) / Deutschland (D)		Suisse (CH) / Schweiz (CH)		Remarques / Bemerkungen
Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	Limite / Grenzwert	Réf. réglementaire / Gesetzliche Bestimmung	
3	GOW			
1	GOW			
0,3	GOW			
30000	LW			
		40	OPBD/TBDV	
		40	OPBD/TBDV	
3	TrinkwV	3	OPBD/TBDV	
				FR : 50 µg/L pour la somme du cis et du trans (code cas 540-59-0) DE: 50 µg/L für die Summe von cis- und trans-Formen (CAS-Nr. 540-59-0)
		20	OPBD/TBDV	
		40	OPBD/TBDV	
10	TrinkwV	1	OEaux/ GSchV	FR-DE-CH : La valeur de 10 µg/L est une limite de potabilité pour la somme du Tri et du Per FR-DE-CH : Der Wert von 10 µg/L ist ein Trinkwassergrenzwert (= Summe von Tri- und Per)
		2	OPBD/TBDV	
3	GOW	1	OEaux/ GSchV	CH : limite demandée pour les eaux souterraines seulement / CH: beantragter Grenzwert nur für Grundwasser
10	TrinkwV	1	OEaux/ GSchV	FR-DE-CH : La valeur de 10 µg/L est une limite pour l'eau potable qui correspond au total du Tri et du Per FR-DE-CH : Der Wert von 10 µg/L ist ein Trinkwassergrenzwert (= Summe von Tri- und Per)
10	TrinkwV	10	OPBD/TBDV	
1	TrinkwV	1	OPBD/TBDV	
		1	OEaux/ GSchV	FR et CH : limite demandée pour les eaux souterraines seulement FR u. CH: beantragter Grenzwert nur für Grundwasser
		0,1	OEaux/ GSchV	OMS : valeur guide à 0.7 µg/L (Directive sur la qualité de l'eau de boisson) WHO: Richtwert 0,7 µg/L (Trinkwasserrichtlinie)
		1	OEaux/ GSchV	FR et CH : limite demandée pour les eaux souterraines seulement FR und CH : beantragter Grenzwert nur für Grundwasser
		1	OEaux/ GSchV	CH : limite demandée pour les eaux souterraines seulement CH: beantragter Grenzwert nur für Grundwasser
200	TrinkwV	200	OPBD/TBDV	
5	TrinkwV	5	OPBD/TBDV	
10	TrinkwV	10	OPBD/TBDV	
1000	TrinkwV	1000	OPBD/TBDV	
3	TrinkwV	3	OPBD/TBDV	
25	TrinkwV	50	OPBD/TBDV	
2000	TrinkwV	1000	OPBD/TBDV	
200	TrinkwV	200	OPBD/TBDV	
50	TrinkwV	50	OPBD/TBDV	
1	TrinkwV	1	OPBD/TBDV	
20	TrinkwV	20	OPBD/TBDV	
10	TrinkwV	10	OPBD/TBDV	
10	TrinkwV	10	OPBD/TBDV	
10	TrinkwV	30	OPBD/TBDV	
		5000	OPBD/TBDV	
700	LW	200	OPBD/TBDV	
3	GOW	0,1	OEaux/ GSchV	
		10	OEaux/ GSchV	
5	LW	4	OPBD/TBDV	FR : valeur guide à 4 µg/L pour le nourrisson et 15 µg/L pour l'adulte (Avis ANSES 2014 - saisine 2011-SA-0336) FR : Richtwert 4 µg/L für Säuglinge und 15 µg/L für Erwachsene (Stellungnahme ANSES 2014 - Antrag 2011-SA-0336)

ANNEXE 4 : LISTE DES PARAMÈTRES RECHERCHÉS PAR SITE PILOTE DE L'AXE 2

ANHANG 4: LISTE DER UNTERSUCHTEN PARAMETER PRO PILOTGEBIET IN SCHWERPUNKT 2

Site pilote de la Birs/Pilotstandort Birs

Code SANDRE SANDRE-Code	Code CAS CAS-Code	Paramètre Parameter	ESO GW	ESU OW
6160	110-57-6	1,4-Dichloro-trans-2-butene	X	X
5885	109-69-3	1-Chlorobutane	X	X
9111	756426-58-1	2-(6-chloro-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-dodecafluorohexoxy)-1,1,2,2-tetrafluoroethanesulfonic acid	X	X
1212	94-74-6	2,4-MCPA/2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	X	X
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamid(e)	X	X
2065	107-05-1	3 chloropropène	X	X
7991	34455-29-3	6:2 FTAB	X	X
7893	27619-97-2	6:2 FTSA/6:2 Fluortelomer-sulfonsäure	X	X
7946	39108-34-4	8:2 FTSA	X	X
9223	34598-33-9	8:3 fluorotélomère carboxylique acide	X	X
6449		Absorbance à 254 nm	X	X
7892	55589-62-3	Acesulfam(e)	X	X
5579	160430-64-8	Acetamiprid	X	X
1141	94-75-7	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique/2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	X	X
7987	2355-31-9	Acide 2-[1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadecafluorooctylsulfonyl(methyl)amino]acetique	X	X
7988	2991-50-6	Acide 2-[ethyl(1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadecafluorooctylsulfonyl)amino]acetique	X	X
7945	757124-72-4	Acide 3,3,4,4,5,5,6,6,6-nonafluorohexane-1-sulfonique	X	X
7969	27854-31-5	Acide 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecanoïque	X	X
7970	70887-84-2	Acide 3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-hexadecafluorodec-2-enoïque	X	X
9225	1546-95-8	Acide 7H-dodécafluoro-heptanoïque	X	X
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque/Amidotrizoesäure	X	X
1493	60-00-4	Acide éthylènediaminetétraacétique/Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	X	X
6538	61-68-7	Acide mefenamique	X	X
1521	139-13-9	Acide nitrilotriacétique	X	X
6287	67-43-6	Acide pentetique	X	X
6025	375-73-5	Acide perfluorobutanesulfonique/Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	X	X
5980	375-22-4	Acide perfluorobutanoïque/Perfluorbutansäure (PFBA)	X	X
5347	335-67-1	Acide perfluoroctanoïque/Perfluoroctansäure (PFOA)	X	X
6550	335-77-3	Acide perfluorodécane sulfonique/Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	X	X
6509	335-76-2	Acide perfluorodécanoïque/Perfluordecansäure (PFDA)	X	X
8741	79780-39-5	Acide perfluorododécane sulfonique/Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)	X	X
6507	307-55-1	Acide perfluorododécanoïque/Perfluordodecansäure (PFDoDA)	X	X
6542	375-92-8	Acide perfluoroheptane sulfonique/Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	X	X
5977	375-85-9	Acide perfluoroheptanoïque/Perfluorheptansäure (PFHpA)	X	X
8984	67905-19-5	Acide Perfluorohexadecanoique	X	X
6830	355-46-4	Acide perfluorohexane sulfonique/Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	X	X
5978	307-24-4	Acide perfluorohexanoïque/Perfluorhexansäure (PFHxA)	X	X
8739	68259-12-1	Acide perfluorononane sulfonique/Perfluornonansulfonsäure (PFNS)	X	X
6508	375-95-1	Acide perfluorononanoïque/Perfluornonansäure (PFNA)	X	X
8985	16517-11-6	Acide Perfluorooctadecanoique	X	X
8738	2706-91-4	Acide perfluoropentanesulfonique/Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	X	X
5979	2706-90-3	Acide perfluoropentanoïque/Perfluorpentansäure (PFPeA)	X	X
6547	376-06-7	Acide perfluorotétradécanoïque/Perfluortetradecansäure (PFTeDA)	X	X
8742	791563-89-8	Acide perfluorotridécane sulfonique/Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)	X	X
6549	72629-94-8	Acide perfluorotridécanoïque/Perfluortridecansäure (PFTrDA)	X	X
8740	749786-16-1	Acide perfluoroundécane sulfonique/Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)	X	X
6510	2058-94-8	Acide perfluoroundécanoïque/Perfluorundecansäure (PFUnDA)	X	X
6560	1763-23-1	Acide sulfonique de perfluorooctane (gelé)	X	X
8858	76-05-1	Acide trifluoracétique/Trifluoressigsäure (TFA)	X	X
1370	7429-90-5	Aluminium	X	X
8764	71675-85-9	Amisulpride	X	X
1351	7664-41-7	Ammoniac non ionisé	X	X
1376	7440-36-0	Antimoine/Antimon	X	X
1368	7440-22-4	Argent	X	X
1369	7440-38-2	Arsenic/Arsen	X	X
5361	29122-68-7	Atenolol	X	X
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	X	X
7817	83905-01-5	Azithromycin(e)	X	X
1951	131860-33-8	AZOXYSTROBINE	X	X
1396	7440-39-3	Baryum/Barium	X	X
1113	25057-89-0	Bentazon(e)	X	X
1114	71-43-2	Benzène/Benzol	X	X
7543	95-14-7	Benzotriazol(e)	X	X
8042	1072957-71-1	Benzovindiflupyr	X	X
1377	7440-41-7	Béryllium	X	X
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	X	X
5428	7440-69-9	Bismuth	X	X
1362	7440-42-8	Bor(e)	X	X
5526	188425-85-6	Boscalid	X	X
1632	108-86-1	Bromobenzène	X	X

1121	74-97-5	Bromochlorométhane	X	X
1122	75-25-2	Bromoforme	X	X
1125	1689-84-5	Bromoxynil	X	X
1530	74-83-9	Bromure de méthyle	X	X
1610	135-98-8	Butylbenzène sec	X	X
1611	98-06-6	Butylbenzène tert	X	X
1388	7440-43-9	Cadmium	X	X
1374	7440-70-2	Calcium	X	X
7897	139481-59-7	Candesartan	X	X
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	X	X
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	X	X
1129	10605-21-7	Carbendazime	X	X
1841		Carbone Organique Dissous (COD)/Gelöster organischer Kohlenstoff (GOK)	X	X
1133	1698-60-8	Chloridazon(e)	X	X
6378	6339-19-1	Chloridazon(e) desphenyl	X	X
6379	17254-80-7	Chloridazon(e) methyl desphenyl	X	X
1467	108-90-7	Chlorobenzene	X	X
1853	75-00-3	Chloroéthane	X	X
1135	67-66-3	Chloroform(e)	X	X
1736	74-87-3	Chlorométhane	X	X
9127	115044-73-0	Chlorothalonil metabolite SYN507900	X	X
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil R417888 /Chlorthalonil-sulfonsäure R417888	X	X
1602	95-49-8	Chlorotoluène-2	X	X
1600	106-43-4	Chlorotoluène-4	X	X
1083	39475-55-3	Chlorpyriphos-éthyl	X	X
1136	15545-48-9	Chlortoluron	X	X
1753	75-01-4	Chlorure de vinyle	X	X
1337	16887-00-6	Chlorures/Chloride	X	X
1389	7440-47-3	Chrom(e)	X	X
7599	59729-33-8	Citalopram	X	X
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	X	X
6389	210880-92-5	Clothianidine	X	X
1379	7440-48-4	Cobalt	X	X
1977	79-01-6	Code gelé en 2001 (1,1,2-trichloroéthène)	X	X
1608	108-67-8	Code gelé en 2005 (Triméthylbenzène-1,3,5)	X	X
1303		Conductivité à 25°C/Leitfähigkeit bei 25°C	X	X
1392	7440-50-8	Cuivre/Kupfer	X	X
1680	94361-06-5	Cyproconazole	X	X
1359	121552-61-2	Cyprodinil	X	X
2665	124-18-5	Decane	X	X
1109	1007-28-9	Déisopropyl-atrazine/Desisopropylatrazin	X	X
1108	6190-65-4	Déséthyl-atrazine/Desethylatrazin	X	X
1157	333-41-5	Diazinon	X	X
1479	96-12-8	Dibromo-1,2 chloro-3 propane	X	X
1158	124-48-1	Dibromochloromethane/Dibromchlormethan	X	X
1498	106-93-4	Dibromoéthane-1,2	X	X
1513	74-95-3	Dibromométhane	X	X
1165	95-50-1	Dichlorobenzene-1,2	X	X
1164	541-73-1	Dichlorobenzène-1,3	X	X
1166	106-46-7	Dichlorobenzène-1,4	X	X
1160	75-34-3	Dichloroéthane-1,1	X	X
1161	107-06-2	Dichloroéthane-1,2/1,2-Dichlorethan	X	X
1162	75-35-4	Dichloroéthène-1,1	X	X
1456	156-59-2	Dichloroéthylène-1,2 cis/cis-1,2-Dichlorethen	X	X
1727	156-60-5	Dichloroéthylène-1,2 trans	X	X
1168	75-09-2	Dichlorométhane/Dichlormethan	X	X
1655	78-87-5	Dichloropropane-1,2	X	X
1654	142-28-9	Dichloropropane-1,3	X	X
2081	594-20-7	Dichloropropane-2,2	X	X
2082	563-58-6	Dichloropropene-1,1	X	X
1834	10061-01-5	Dichloropropène-1,3 cis	X	X
1835	10061-02-6	Dichloropropène-1,3 trans	X	X
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP)	X	X
5349	15307-86-5	Diclofenac	X	X
1814	83164-33-4	Diflufenicanil/Diflufenican	X	X
2546	50563-36-5	Dimetachlor(e)	X	X
7727	1418095-08-5	Dimethachlor(e) CGA 369873	X	X
6381	1231710-75-0	Dimethachlor(e) ESA	X	X
6380	1086384-49-7	Dimethachlor(e) OXA	X	X
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e)	X	X
6865	205939-58-8	Dimethenamid(e) ESA	X	X
1175	60-51-5	Dimethoat(e)	X	X
2926	75-15-0	Disulfure de carbone (CS2)	X	X
1177	330-54-1	Diuron/DCMU	X	X
8983	919005-14-4	DONA	X	X
9144	80475-32-7	DPOSA	X	X
1744	133855-98-8	Epoxiconazole	X	X
6522	114-07-8	Erythromycin(e)	X	X

1380	7440-31-5	Etain	X	X
5859	60-29-7	Ether ethylique	X	X
1184	26225-79-6	Ethofumésate	X	X
2673	637-92-3	Ethyl tert-butyl ether	X	X
1497	100-41-4	Ethylbenzène/Ethylbenzol	X	X
5624	80844-07-1	Etofenprox	X	X
1967	79127-80-3	Fenoxycarbe	X	X
1189	67306-03-0	Fenpropimorphe	X	X
1393	7439-89-6	Fer/Eisen	X	X
2009	120068-37-3	Fipronil	X	X
6393	158062-67-0	Flonicamid	X	X
2022	131341-86-1	Fludioxonil	X	X
5373	54910-89-3	Fluoxetine	X	X
1765	69377-81-7	Fluroxypyr	X	X
2806	173159-57-4	Foramsulfuron	X	X
1195	75-69-4	Fréon 11	X	X
1485	75-71-8	Fréon 12	X	X
7602	60142-96-3	Gabapentine	X	X
2789	7440-55-3	Gallium	X	X
2674	142-82-5	Heptane	X	X
1652	87-68-3	Hexachlorobutadiène	X	X
1656	67-72-1	Hexachloroéthane	X	X
2675	110-54-3	Hexane	X	X
8982	13252-13-6	HFPO-DA	X	X
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	X	X
1327	71-52-3	Hydrogénocarbonates/Hydrogencarbonate	X	X
1877	138261-41-3	Imidaclopride	X	X
5483	144171-61-9	Indoxacarbe	X	X
8010	78649-41-9	Iomeprol	X	X
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	X	X
2951	140923-17-7	Iprovalicarb	X	X
6535	138402-11-6	Irbesartan	X	X
1633	98-82-8	Isopropylbenzène	X	X
1208	34123-59-6	Isoproturon	X	X
1950	143390-89-0	KRESOXIM-METHYL	X	X
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	X	X
1406	2164-08-1	Lénacile	X	X
1209	330-55-2	Linuron	X	X
1364	7439-93-2	Lithium	X	X
1372	7439-95-4	Magnesium	X	X
1394	7439-96-5	Manganèse/Mangan	X	X
1214	7085-19-0	Mecoprop Total (MCPP)	X	X
1510	2032-65-7	Mercaptodiméthur	X	X
1387	7439-97-6	Mercure/Quecksilber	X	X
2076	104206-82-8	Mésotrione	X	X
1706	57837-19-1	Metalaxyl	X	X
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	X	X
8878	36993-94-9	Metamitrone desamino	X	X
1670	67129-08-2	Metazachlor(e)	X	X
6895	172960-62-2	Metazachlor(e) ESA	X	X
6894	1231244-60-2	Metazachlor(e) OXA	X	X
1879	125116-23-6	Metconazole	X	X
6755	657-24-9	Metformin(e)	X	X
1218	16752-77-5	Méthomyl	X	X
5511	161050-58-4	Methoxyfenoside	X	X
1512	1634-04-4	Méthyl tert-butyl Ether	X	X
1221	51218-45-2	Metolachlor(e)Total	X	X
7730	1173021-76-5	Metolachlor(e) CGA 368208	X	X
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA	X	X
7729		Metolachlor(e) NOA 413173	X	X
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA	X	X
5362	37350-58-6	Metoprolol	X	X
1225	21087-64-9	Metribuzin(e)	X	X
1395	7439-98-7	Molybdène	X	X
5797	134-62-3	N,N-Diethyl-m-toluamide	X	X
1517	91-20-3	Naphtalène/Naphthalin	X	X
1519	15299-99-7	Napropamide	X	X
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	X	X
1855	104-51-8	N-butylbenzène	X	X
1386	7440-02-0	Nickel	X	X
1882	111991-09-4	Nicosulfuron	X	X
8089	150824-47-8	Nitenpyrame	X	X
1340	14797-55-8	Nitrate(s)	X	X
1339	14797-65-0	Nitrite(s)	X	X
7089	31506-32-8	N-methylperfluorooctanesulfonamide	X	X
2684	111-84-2	Nonane	X	X
1837	103-65-1	N-propylbenzène	X	X
2679	111-65-9	Octane	X	X

1311	7782-44-7	Oxygène dissous/Gelöster Sauerstoff	X	
5354	103-90-2	Paracetamol	X	X
1856	99-87-6	P-cymène	X	X
1234	40487-42-1	Pendiméthaline	X	X
5924	76-01-7	Pentachloroethane	X	X
2686	109-66-0	Pentane	X	X
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide/Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)	X	X
8590	1329805-71-1	Pethoxamide ESA	X	X
1302		pH/pH-Wert	X	X
1528	23103-98-2	Pirimicarbe	X	X
1382	7439-92-1	Plomb/Blei	X	X
1367	7440-09-7	Potassium/Kalium	X	X
6398	24579-73-5	Propamocarb	X	X
5363	525-66-6	Propranolol	X	X
1414	23950-58-5	Propyzamide	X	X
1092	52888-80-9	Prosulfocarbe	X	X
5416	123312-89-0	Pymétrozine	X	X
2576	175013-18-0	Pyraclostrobine	X	X
1432	53112-28-0	Pyriméthanil	X	X
7049	62883-00-5	RS-iopamidol	X	X
2794	7440-17-7	Rubidium	X	X
1385	7782-49-2	Sélénium/Selen	X	X
1263	122-34-9	Simazin(e)	X	X
1375	7440-23-5	Sodium/Natrium	X	X
6353		Somme des anions de constitution (6)	X	X
6351		Somme des cations de constitution(5)	X	X
5424	3930-20-9	Sotalol	X	X
5610	168316-95-8	Spinosad	X	X
7506	203313-25-1	Spirotetramat	X	X
2664	118134-30-8	Spiroxamine	X	X
1363	7440-24-6	Strontium	X	X
1541	100-42-5	Styrène	X	X
6525	57-68-1	Sulfamethazine	X	X
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	X	X
1338	14808-79-8	Sulfate(s)	X	X
6662	4151-50-2	Sulfuramide (EtFOSA)	X	X
1694	107534-96-3	Tébuconazole	X	X
2559	13494-80-9	Tellure	X	X
1301		Température de l'eau/Wassertemperatur	X	
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	X	X
2045	30125-63-4	Terbuthylazin(e)-desethyl	X	X
9219	309923-18-0	Terbuthylazine métabolite LM5	X	X
9212	2206682-85-9	Terbuthylazine Metabolite SYN 545666 (LM6)	X	X
1269	886-50-0	Terbutryn(e)	X	X
1270	630-20-6	Tétrachloroéthane-1,1,1,2	X	X
1271	79-34-5	Tétrachloroéthane-1,1,2,2	X	X
1272	127-18-4	Tétrachloroéthylène/Tetrachlorethen	X	X
1276	56-23-5	Tétrachlorure de carbone/Tetrachlorkohlebstoff	X	X
2555	7440-28-0	Thallium	X	X
5671	111988-49-9	Thiacloprid	X	X
1940	142459-58-3	Thiafluamide	X	X
6390	153719-23-4	Thiamethoxam	X	X
1346		Titre alcalimétrique (T.A.)	X	X
1347		Titre alcalimétrique complet (TAC)/Summe Erdalkalien (Gesamthärte)	X	X
1278	108-88-3	Toluène/Toluol	X	X
6720	27203-92-5	Tramadol	X	X
1630	87-61-6	Trichlorobenzène-1,2,3	X	X
1283	120-82-1	Trichlorobenzène-1,2,4	X	X
1284	71-55-6	Trichloroéthane-1,1,1/1,1,1-Trichloroethan	X	X
1285	79-00-5	Trichloroéthane-1,1,2	X	X
1854	96-18-4	Trichloropropane-1,2,3	X	X
5430	3380-34-5	Triclosan	X	X
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	X	X
1609	95-63-6	Triméthylbenzène-1,2,4	X	X
7087	142469-14-5	Tritosulfuron	X	X
1361	7440-61-1	Uranium/Uran	X	X
1384	7440-62-2	Vanadium	X	X
7611	93413-69-5	Venlafaxine	X	X
1293	108-38-3	Xylène-méta	X	X
1292	95-47-6	Xylène-ortho/o-Xylol	X	X
1383	7440-66-6	Zinc/Zink	X	X

Site pilote de l'Ill/Pilotstandort Ill

Code SANDRE SANDRE-Code	Code CAS CAS-Code	Paramètre Parameter	ESO GW	ESU OW	STEU KLA
2566	3268-87-9	1,2,3,4,6,7,8,9-Octachlorodibenzo-p-dioxine			X
2596	67562-39-4	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlorodibenzofurane			X
2575	35822-46-9	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlorodibenzo-p-dioxine			X
2597	55673-89-7	1,2,3,4,7,8,9-Heptachlorodibenzofurane			X
2591	70648-26-9	1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofurane			X
2571	39227-28-6	1,2,3,4,7,8-Hexachlorodibenzo-p-dioxine			X
2592	57117-44-9	1,2,3,6,7,8-Hexachlorodibenzofurane			X
2572	57653-85-7	1,2,3,6,7,8-Hexachlorodibenzo-p-dioxine			X
2594	72918-21-9	1,2,3,7,8,9-Hexachlorodibenzofurane			X
2573	19408-74-3	1,2,3,7,8,9-Hexachlorodibenzo-p-dioxine			X
2588	57117-41-6	1,2,3,7,8-Pentachlorodibenzofurane			X
2569	40321-76-4	1,2,3,7,8-Pentachlorodibenzo-p-dioxine			X
7597	58955-93-4	10,11-dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazepin(e)	X		
5397	50-28-2	17 beta-Estradiol	X	X	X
7011	53949-53-4	1-Hydroxy Ibuprofen	X	X	
2593	60851-34-5	2,3,4,6,7,8-Hexachlorodibenzofurane			X
2589	57117-31-4	2,3,4,7,8-Pentachlorodibenzofurane			X
2586	51207-31-9	2,3,7,8-Tetrachlorodibenzofurane			X
2562	1746-01-6	2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxine			X
1212	94-74-6	2,4-MCPA/2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	X	X	X
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamid(e)	X	X	
2814	3970-40-9	2-Chloro-3-nitrotoluene	X		
1832	2163-68-0	2-hydroxy atrazine	X	X	
7012	51146-55-5	2-Hydroxy Ibuprofen	X	X	X
2613	88-72-2	2-nitrotoluène	X	X	X
6371	2315-61-9	4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol diethoxylate	X	X	X
6370	2315-67-5	4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol monoethoxylate	X	X	X
8301	64359-81-5	4,5-dichloro-2-octyl-1,2-thiazol-3(2H)-one	X	X	
7890	29878-31-7	4-Methylbenzotriazol			X
5474	104-40-5	4-n-nonylphénol	X	X	X
6369	27176-93-8	4-nonylphenol diethoxylate (mélange d'isomères)	X	X	X
6366	104-35-8	4-nonylphenol monoethoxylate (mélange d'isomères)	X	X	X
1958	84852-15-3	4-nonylphenols ramifiés	X	X	X
2610	98-54-4	4-tert-butylphénol	X	X	X
1959	140-66-9	4-tert-Octylphenol	X	X	X
9136	171184-02-4	5:1:2 Fluorotelomer betaine	X	X	X
9137	171184-14-8	5:3 Fluorotelomer betaine	X	X	X
7991	34455-29-3	6:2 FTAB	X	X	X
7893	27619-97-2	6:2 FTSA/6:2 Fluortelomer-sulfonsäure	X	X	X
2817	95-81-8	6-Chloro-3-méthylaniline	X	X	
7946	39108-34-4	8:2 FTSA	X	X	X
1453	83-32-9	Acénaphtène	X	X	X
1622	208-96-8	Acénaphtylène	X	X	X
7892	55589-62-3	Acesulfam(e)	X		X
6856	187022-11-3	Acetochlor(e) ESA	X	X	
6862	194992-44-4	Acetochlor(e) OXA	X	X	
1903	34256-82-1	Acétochlore	X	X	
7947	53826-13-4	Acide 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-heneicosafluorododecanoïque	X		X
1141	94-75-7	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique/2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	X	X	X
7945	757124-72-4	Acide 3,3,4,4,5,5,6,6,6-nonafluorohexane-1-sulfonique	X	X	X
7967	53826-12-3	Acide 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctanoïque	X		X
7969	27854-31-5	Acide 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecanoïque	X		X
7968	70887-88-6	Acide 3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-dodecafluorooct-2-enoïque	X		X
7970	70887-84-2	Acide 3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-hexadecafluorodec-2-enoïque	X		X
6735	50-78-2	Acide acetylsalicylique	X	X	
5408	882-09-7	Acide clofibrique/Clofibrinsäure	X	X	X
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque/Amidotrizoesäure	X	X	
1493	60-00-4	Acide éthylènediaminetétraacétique/Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	X		X
5369	42017-89-0	Acide fenofibrique	X	X	X
1521	139-13-9	Acide nitrilotriacétique	X		X
6025	375-73-5	Acide perfluorobutanesulfonique/Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	X	X	X
5980	375-22-4	Acide perfluorobutanoïque/Perfluorbutansäure (PFBA)	X	X	X
5347	335-67-1	Acide perfluoroctanoïque/Perfluoroctansäure (PFOA)	X	X	X
6550	335-77-3	Acide perfluorodécane sulfonique/Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	X	X	X
6509	335-76-2	Acide perfluorodécanoïque/Perfluordecansäure (PFDA)	X	X	X
8741	79780-39-5	Acide perfluorododécane sulfonique/Perfluordodecansulfonsäure (PFDoDS)	X	X	X
6507	307-55-1	Acide perfluorododécanoïque/Perfluordodecansäure (PFDoDA)	X	X	X
6542	375-92-8	Acide perfluoroheptane sulfonique/Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	X	X	X
5977	375-85-9	Acide perfluoroheptanoïque/Perfluorheptansäure (PFHpA)	X	X	X
8984	67905-19-5	Acide Perfluorohexadecanoique	X		X
6830	355-46-4	Acide perfluorohexane sulfonique/Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	X	X	X
5978	307-24-4	Acide perfluorohexanoïque/Perfluorhexansäure (PFHxA)	X	X	X
8739	68259-12-1	Acide perfluorononane sulfonique/Perfluornonansulfonsäure (PFNS)	X	X	X
6508	375-95-1	Acide perfluorononanoïque/Perfluornonansäure (PFNA)	X	X	X
8985	16517-11-6	Acide Perfluorooctadecanoique	X		X

6561	1763-23-1	Acide perfluorooctane sulfonique/Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	X	X	X
8738	2706-91-4	Acide perfluoropentanesulfonique/Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)	X	X	X
5979	2706-90-3	Acide perfluoropentanoïque/Perfluorpentansäure (PFPeA)	X	X	X
6547	376-06-7	Acide perfluorotétradécanoïque/Perfluortetradecansäure (PFTeDA)	X	X	X
8742	791563-89-8	Acide perfluorotridécane sulfonique/Perfluortridecansulfonsäure (PFTrDS)	X	X	X
6549	72629-94-8	Acide perfluorotridécanoïque/Perfluortridecansäure (PFTrDA)	X	X	X
8740	749786-16-1	Acide perfluoroundécane sulfonique/Perfluorundecansulfonsäure (PFUnDS)	X	X	X
6510	2058-94-8	Acide perfluoroundécanoïque/Perfluorundecansäure (PFUnDA)	X	X	X
5355		Acide salicylique			X
8858	76-05-1	Acide trifluoracétique/Trifluoressigsäure (TFA)	X	X	X
1688	74070-46-5	Aclonifène	X	X	X
1444		Agents de surface anioniques	X		X
1933		Agents de surface cationiques	X		
6800	142363-53-9	Alachlor ESA	X	X	
6855	171262-17-2	Alachlor OXA	X	X	
1101	15972-60-8	Alachlor(e)	X	X	X
6651	134237-50-6	alpha-Hexabromocyclododecane	X	X	X
1370	7429-90-5	Aluminium	X	X	X
1105	61-82-5	Aminotriazole		X	X
1351	7664-41-7	Ammoniac non ionisé			X
1335		Ammonium	X	X	X
1907	1066-51-9	AMPA (Aminomethylphosphonic Acid)	X	X	X
1458	120-12-7	Anthracène	X	X	X
2013	84-65-1	Anthraquinone	X	X	
1376	7440-36-0	Antimoine/Antimon	X	X	X
8986		AOF	X		X
1368	7440-22-4	Argent	X	X	X
1369	7440-38-2	Arsenic/Arsen	X	X	X
9128	22839-47-0	Aspartame	X	X	
1965	3337-71-1	asulame	X	X	
5361	29122-68-7	Atenolol	X	X	X
7894	56392-14-4	Atenolol acid(e)	X		
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	X	X	X
3159	19988-24-0	Atrazine 2-hydroxy-desethyl	X	X	
7817	83905-01-5	Azithromycin(e)	X	X	X
1319		Azote Kjeldahl	X	X	X
1951	131860-33-8	AZOXYSTROBINE	X	X	X
1396	7440-39-3	Baryum/Barium	X	X	X
7522	113614-08-7	Beflubutamid(e)	X	X	
2074	98730-04-2	Benoxacor	X	X	
1113	25057-89-0	Bentazon(e)	X	X	X
1114	71-43-2	Benzène/Benzol	X	X	X
8306	2634-33-5	Benzisothiazolinone	X	X	X
1082	56-55-3	Benzo(a)anthracène	X	X	X
1115	50-32-8	Benzo(a)pyrène	X	X	X
1116	205-99-2	Benzo(b)fluoranthène	X	X	X
1118	191-24-2	Benzo(g,h,i)pérylène	X	X	X
1117	207-08-9	Benzo(k)fluoranthène	X	X	X
7543	95-14-7	Benzotriazol(e)	X	X	X
6652	134237-51-7	beta-Hexabromocyclododecane	X	X	X
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	X	X	X
1119	42576-02-3	Bifénox	X	X	X
1584	92-52-4	Biphényle	X	X	X
2766	80-05-7	Bisphenol A	X	X	X
7594	80-09-1	Bisphenol S	X	X	
1362	7440-42-8	Bor(e)	X	X	X
5526	188425-85-6	Boscalid	X	X	X
1686	314-40-9	Bromacil	X	X	
1751	15541-45-4	Bromates	X	X	X
1122	75-25-2	Bromoforme	X	X	X
6505	24959-67-9	Bromure	X	X	X
1924	85-68-7	Butyl benzyl phtalate	X	X	X
6988	94-26-8	Butylparaben	X	X	X
1955	85535-84-8	C10-C13-CHLOROALCANES	X	X	X
1388	7440-43-9	Cadmium	X	X	X
6519	58-08-2	Caféine	X	X	X
1374	7440-70-2	Calcium	X	X	X
7897	139481-59-7	Candesartan	X		X
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	X	X	X
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	X	X	X
1129	10605-21-7	Carbendazime	X	X	X
1130	1563-66-2	Carbofuran	X	X	
1328	3812-32-6	Carbonates	X	X	X
1841		Carbone Organique Dissous (COD)/Gelöster organischer Kohlenstoff (GOK)	X	X	X
6842	15935-54-3	Carboxyibuprofen	X	X	X
1399		Chlore total	X		
1133	1698-60-8	Chloridazon(e)	X	X	
6378	6339-19-1	Chloridazon(e) desphenyl	X	X	

6379	17254-80-7	Chloridazon(e) methyl desphenyl	X	X	
5554	7003-89-6	Chlormequat		X	X
1594	89-63-4	Chloro-4 Nitroaniline-2	X	X	X
1605	89-59-8	Chloro-4 Nitrotoluène-2	X	X	
1593	95-51-2	Chloroaniline-2	X	X	X
1592	108-42-9	Chloroaniline-3	X	X	X
1591	106-47-8	Chloroaniline-4	X	X	X
1135	67-66-3	Chloroform(e)	X	X	X
1469	88-73-3	Chloronitrobenzène-1,2	X	X	X
1468	121-73-3	Chloronitrobenzène-1,3	X	X	X
1470	100-00-5	Chloronitrobenzène-1,4	X	X	X
1473	1897-45-6	Chlorothalonil	X	X	
9127	115044-73-0	Chlorothalonil metabolite SYN507900	X		
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil R417888 /Chlorthalonil-sulfonsäure R417888	X	X	
8865		Chlorothalonil R471811/Chlorthalonil R471811	X		
7715	28343-61-5	Chlorothalonil-4-hydroxy	X	X	
8864		Chlorothalonil-R419492	X		
1474	101-21-3	Chlorprophame	X	X	X
1083	39475-55-3	Chlorpyriphos-éthyl	X	X	X
1540	5598-13-0	Chlorpyriphos-méthyl	X	X	X
1136	15545-48-9	Chlortoluron	X	X	X
1753	75-01-4	Chlorure de vinyle	X	X	X
1337	16887-00-6	Chlorures/Chloride	X	X	X
1389	7440-47-3	Chrom(e)	X	X	X
1476	218-01-9	Chrysène	X	X	X
6540	85721-33-1	Ciprofloxacin(e)	X	X	
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	X	X	X
2978	99129-21-2	Clethodim	X	X	
1379	7440-48-4	Cobalt	X	X	X
1106		Composés organiques halogénés adsorbables/Adsorbierbare Organisch gebundene l	X		X
1303		Conductivité à 25°C/Leitfähigkeit bei 25°C	X	X	X
6520	486-56-6	Cotinine	X	X	X
1309		Couleur mesurée		X	X
1392	7440-50-8	Cuivre/Kupfer	X	X	X
1137	21725-46-2	Cyanazin(e)	X	X	X
1084	57-12-5	Cyanures libres	X	X	X
7902	139-05-9	Cyclamat(e)	X		X
1140	52315-07-8	Cyperméthrine	X	X	X
1359	121552-61-2	Cyprodinil	X	X	X
5597	1596-84-5	Daminozide	X	X	
1815	1163-19-5	Décabromodiphényl éther		X	X
1109	1007-28-9	Déisopropyl-atrazine/Desisopropylatrazin	X	X	X
1149	52918-63-5	Deltaméthrine	X	X	
1313		Demande Biochimique en oxygène en 5 jours (D.B.O.5)		X	X
1314		Demande Chimique en Oxygène (DCO)		X	X
1108	6190-65-4	Déséthyl-atrazine/Desethylatrazin	X	X	X
1830	3397-62-4	Déséthyl-déisopropyl-atrazine/Desethyl-Desisopropylatrazin (DEDIA)	X	X	
2738	34123-57-4	Desméthylisoproturon	X	X	
2737	23576-24-1	Desmethylnorflurazon	X	X	
6616	117-81-7	Di(2-ethylhexyl)phtalate	X	X	X
1621	53-70-3	Dibenzo(a,h)anthracène	X	X	X
1158	124-48-1	Dibromochloromethane/Dibromchlormethan	X	X	X
7074	1002-53-5	Dibutylétain cation	X	X	X
1480	1918-00-9	Dicamba	X	X	X
1679	1194-65-6	Dichlobenil	X	X	
2929	37764-25-3	Dichlormide	X	X	
1589	554-00-7	Dichloroaniline-2,4	X		
1165	95-50-1	Dichlorobenzene-1,2	X	X	X
1160	75-34-3	Dichloroéthane-1,1	X	X	X
1161	107-06-2	Dichloroéthane-1,2/1,2-Dichlorethan	X	X	X
1162	75-35-4	Dichloroéthène-1,1	X	X	X
1163	540-59-0	Dichloroethene-1,2	X	X	X
1456	156-59-2	Dichloroéthylène-1,2 cis/cis-1,2-Dichlorethen	X	X	X
1727	156-60-5	Dichloroéthylène-1,2 trans	X	X	X
1168	75-09-2	Dichlorométhane/Dichlormethan	X	X	X
1167	75-27-4	Dichloromonobromométhane/Dichlorbrommethan	X	X	X
1655	78-87-5	Dichloropropane-1,2	X	X	X
1834	10061-01-5	Dichloropropène-1,3 cis	X	X	X
1835	10061-02-6	Dichloropropène-1,3 trans	X	X	X
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP)	X	X	X
1170	62-73-7	Dichlorvos	X	X	X
5349	15307-86-5	Diclofenac	X	X	X
1172	115-32-2	Dicofol	X	X	X
1527	84-66-2	Diéthyl phtalate	X	X	X
2982	56073-07-5	Difenacoum	X	X	
1905	119446-68-3	Difénoconazole	X	X	
1814	83164-33-4	Diflufenicanil/Diflufenican	X	X	X
5325	84-69-5	Diisobutyl phtalate	X	X	X

2546	50563-36-5	Dimetachlor(e)	X	X	
7727	1418095-08-5	Dimethachlor(e) CGA 369873	X	X	
6381	1231710-75-0	Dimethachlor(e) ESA	X	X	
6380	1086384-49-7	Dimethachlor(e) OXA	X	X	
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e)	X	X	X
6865	205939-58-8	Dimethenamid(e) ESA	X	X	
7735	380412-59-9	Dimethenamid(e) OXA	X	X	
1175	60-51-5	Dimethoat(e)	X	X	
1403	110488-70-5	Diméthomorphe	X	X	
1578	121-14-2	Dinitrotoluène-2,4	X	X	
1577	606-20-2	Dinitrotoluène-2,6	X	X	
5478	122-39-4	Diphenylamine	X		
1177	330-54-1	Diuron/DCMU	X	X	X
8983	919005-14-4	DONA	X	X	X
1178	959-98-8	Endosulfan alpha	X	X	X
6522	114-07-8	Erythromycin(e)	X	X	
1763	30043-49-3	Ethidimuron	X	X	
1184	26225-79-6	Ethofumésate	X	X	
6617	72921-63-2	Ethyl Hexyl Phtalate	X		
1497	100-41-4	Ethylbenzène/Ethylbenzol	X	X	X
6644	120-47-8	Ethylparaben	X	X	X
1700	67306-00-7	Fenpropidine	X	X	X
1500	101-42-8	Fénuron	X	X	
1393	7439-89-6	Fer/Eisen	X	X	X
6393	158062-67-0	Flonicamid	X	X	
2810	145701-23-1	Florasulam	X	X	
6864	201668-32-8	Flufenacet ESA	X	X	
6863	201668-31-7	Flufenacet OXA	X	X	
1191	206-44-0	Fluoranthène	X	X	X
1623	86-73-7	Fluorène	X	X	X
7073	16984-48-8	Fluorure anion/Fluorid	X		X
2056	136426-54-5	Fluquinconazole	X	X	
1675	61213-25-0	Flurochloridone	X	X	X
1765	69377-81-7	Fluroxypyr	X	X	X
2008	96525-23-4	Flurtamone	X	X	
1194	85509-19-9	Flusilazol(e)	X	X	
1192	133-07-3	Folpel	X	X	
2806	173159-57-4	Foramsulfuron	X	X	
1816	15845-66-6	Fosetyl	X	X	
1975	39148-24-8	fosetyl-aluminium	X		
2744	98886-44-3	Fosthiazate	X	X	
1196	76-13-1	Fréon 113	X	X	X
6653	134237-52-8	gamma-Hexabromocyclododecane	X	X	X
1526	51276-47-2	Glufosinate	X	X	X
1506	1071-83-6	Glyphosat(e)	X	X	X
2910	207122-16-5	heptabromodiphényl éther (congénère 183)		X	X
1197	76-44-8	Heptachlore	X	X	X
1748	1024-57-3	Heptachlore époxyde exo cis	X	X	X
2912	68631-49-2	Hexabromodiphényl éther (congénère 153)		X	X
2911	207122-15-4	Hexabromodiphényl éther (congénère 154)		X	X
1199	118-74-1	Hexachlorobenzène	X	X	X
1652	87-68-3	Hexachlorobutadiène	X	X	X
1200	319-84-6	Hexachlorocyclohexane alpha	X	X	X
1201	319-85-7	Hexachlorocyclohexane bêta	X	X	X
1202	319-86-8	Hexachlorocyclohexane delta	X	X	X
1203	58-89-9	Hexachlorocyclohexane gamma/?-Hexachlorcyclohexan	X	X	X
1673	51235-04-2	Hexazinon(e)	X	X	
8982	13252-13-6	HFPO-DA	X	X	X
5645	123-33-1	Hydrazide maleique	X	X	
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	X	X	X
1327	71-52-3	Hydrogénocarbonates/Hydrogencarbonate	X	X	X
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	X	X	X
1704	73790-28-0	Imazalil	X	X	
2986	114311-32-9	Imazamox	X	X	
1877	138261-41-3	Imidaclopride	X	X	X
1204	193-39-5	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	X	X	X
1390	57-12-5	Indice Cyanures totaux	X	X	X
6483	144550-36-7	Iodosulfuron-methyl-sodium	X		
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	X	X	X
1206	36734-19-7	Iprodione	X	X	X
1935	28159-98-0	Irgarol	X	X	X
6663	4247-02-3	Isobutylparaben	X		
7734	162354-96-3	Iso-Chloridazone	X	X	
1208	34123-59-6	Isoproturon	X	X	X
1672	82558-50-7	Isoxaben	X	X	
5353	22071-15-4	Ketoprofen(e)	X	X	X
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	X		
1406	2164-08-1	Lénacile	X	X	X

1209	330-55-2	Linuron	X	X	X
1372	7439-95-4	Magnesium	X	X	X
1394	7439-96-5	Manganèse/Mangan	X	X	X
1305		Matières en suspension	X	X	X
6048		Matières Minérales en Suspension (M.M.S)			X
1214	7085-19-0	Mecoprop Total (MCPP)	X	X	X
1510	2032-65-7	Mercaptodiméthur	X	X	
1804	2635-10-1	Mercaptodiméthur sulfoxyde	X	X	
1387	7439-97-6	Mercure/Quecksilber	X	X	X
2578	208465-21-8	Mesosulfuron methyle	X	X	
2076	104206-82-8	Mésotrione	X	X	
1706	57837-19-1	Metalaxyl	X	X	
7896	104390-56-9	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 108906	X	X	
1796	108-62-3	Métaldéhyde	X	X	X
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	X	X	
1670	67129-08-2	Metazachlor(e)	X	X	X
6895	172960-62-2	Metazachlor(e) ESA	X	X	
6894	1231244-60-2	Metazachlor(e) OXA	X	X	
6755	657-24-9	Metformin(e)	X	X	X
1216	18691-97-9	Methabenzthiazuron	X	X	X
1218	16752-77-5	Méthomyl	X	X	
1512	1634-04-4	Méthyl tert-butyl Ether	X	X	X
6664	4640-01-1	Methyl triclosan	X	X	
1619	33543-31-6	Méthyl-2-Fluoranthène	X	X	X
1618	91-57-6	Méthyl-2-Naphtalène	X	X	X
8252	26172-55-4	Méthylchloroisothiazolinone	X	X	X
8253	2682-20-4	Méthylisothiazolinone	X	X	X
6695	99-76-3	Methylparaben	X	X	X
1221	51218-45-2	Metolachlor(e)Total	X	X	X
7731	1217465-10-5	Metolachlor(e) CGA 357704	X	X	
7730	1173021-76-5	Metolachlor(e) CGA 368208	X	X	
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA	X	X	X
7729		Metolachlor(e) NOA 413173	X	X	
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA	X	X	X
5362	37350-58-6	Metoprolol	X	X	X
1037		METOX			X
1225	21087-64-9	Metribuzin(e)	X	X	
1797	74223-64-6	Metsulfuron méthyle	X	X	
2542	78763-54-9	Monobutylétain cation	X	X	X
7618	4710-17-2	N,N-diméthyl-N'-phénylsulphamide/N,N-Dimethyl-N'-phenylsulfamid (DMSA)	X	X	
6824	66840-71-9	N,N-Dimethyl-N'-p-tolylsulphamide	X	X	
6384	3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid(e) (DMS)	X	X	
1517	91-20-3	Naphtalène/Naphthalin	X	X	X
1519	15299-99-7	Napropamide	X	X	
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	X	X	X
1462	84-74-2	n-Butyl Phtalate	X	X	X
5299	3622-84-2	N-Butylbenzenesulfonamide	X	X	
1386	7440-02-0	Nickel	X	X	X
1882	111991-09-4	Nicosulfuron	X	X	X
1340	14797-55-8	Nitrate(s)	X	X	X
1339	14797-65-0	Nitrite(s)	X	X	X
1637	88-75-5	Nitrophénol-2	X	X	
1845	55-18-5	N-Nitrosodiéthylamine	X		
1669	27314-13-2	Norflurazone	X	X	
5248	39001-02-0	Octachlorodibenzofuranne			X
8302	26530-20-1	Octylisothiazolinone	X	X	
6533	82419-36-1	Ofloxacine	X	X	
1433	14265-44-2	Orthophosphate(s)	X	X	X
1668	19044-88-3	Oryzalin	X	X	
1667	19666-30-9	Oxadiazon	X	X	X
1666	77732-09-3	Oxadixyl	X	X	
5375	604-75-1	Oxazepam	X	X	X
1311	7782-44-7	Oxygène dissous/Gelöster Sauerstoff	X	X	X
5354	103-90-2	Paracetamol	X	X	X
1242	37680-73-2	PCB 101	X		X
1627	32598-14-4	PCB 105	X		
5433	74472-37-0	PCB 114	X		
1243	31508-00-6	PCB 118	X		X
5434	65510-44-3	PCB 123	X		
1089	57465-28-8	PCB 126	X		
1244	35065-28-2	PCB 138	X		X
1245	35065-27-1	PCB 153	X		X
2032	38380-08-4	PCB 156	X		
5435	69782-90-7	PCB 157	X		
5436	52663-72-6	PCB 167	X		
1090	32774-16-6	PCB 169	X		X
1246	35065-29-3	PCB 180	X		X
5437	39635-31-9	PCB 189	X		

1239	7012-37-5	PCB 28	X		X
1241	35693-99-3	PCB 52	X		X
1091	32598-13-3	PCB 77	X		X
5432	70362-50-4	PCB 81	X		
1234	40487-42-1	Pendiméthaline	X	X	X
2915	189084-64-8	Pentabromodiphényl éther (congénère 100)		X	X
2916	60348-60-9	Pentabromodiphényl éther (congénère 99)		X	X
1888	608-93-5	Pentachlorobenzene	X	X	X
1235	87-86-5	Pentachlorophénol	X	X	X
6219	14797-73-0	Perchlorate	X	X	X
9129	41997-13-1	Perfluorohexanesulfonamide	X	X	X
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide/Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)	X	X	X
9121	422-64-0	PFPrA	X	X	X
9122	423-41-6	PFPrS	X	X	X
1302		pH/pH-Wert	X	X	X
1524	85-01-8	Phénanthrène	X	X	X
1847	126-73-8	Phosphate de tributyle	X	X	X
1350		Phosphore total/Gesamtphosphor	X	X	X
1708	1918-02-1	Piclorame	X	X	
1709	51-03-6	Piperonyl butoxyde	X	X	X
1528	23103-98-2	Pirimicarbe	X	X	X
1382	7439-92-1	Plomb/Blei	X	X	X
1367	7440-09-7	Potassium/Kalium	X	X	X
1330		Potentiel d'oxydo-réduction	X		X
1711	1610-18-0	Prométone	X	X	
1254	7287-19-6	Prométryne	X	X	X
1256	139-40-2	Propazin(e)	X	X	X
1257	60207-90-1	Propiconazole	X	X	
5363	525-66-6	Propranolol	X	X	X
6693	94-13-3	Propylparaben	X	X	X
1414	23950-58-5	Propyzamide	X	X	X
1092	52888-80-9	Prosulfocarbe	X	X	X
2534	94125-34-5	Prosulfuron	X	X	
1537	129-00-0	Pyrène	X	X	X
2028	124495-18-7	Quinoxyfen	X	X	X
7049	62883-00-5	RS-iopamidol	X	X	
7900	81-07-2	Saccharin(e)	X		X
1385	7782-49-2	Sélénium/Selen	X	X	X
1342	15593-90-5	Silicates	X	X	X
5429	7440-21-3	Silicium	X		
1263	122-34-9	Simazin(e)	X	X	X
1831	2599-11-3	Simazine-hydroxy	X	X	
1375	7440-23-5	Sodium/Natrium	X	X	X
7128	3194-55-6	Somme de 3 Hexabromocyclododecanes (HBCDDs)	X	X	X
7887	124-40-3	Somme de Ethylamine + Diméthylamine	X		
5537		Somme des Hexachlorocyclohexanes	X	X	X
2036		Somme des Trihalomethanes (4)	X		X
2963		Somme du tetrachloroéthylène et du trichloroéthylène	X	X	X
2925		Somme du Xylène-méta et du Xylène-para	X	X	X
6667	56038-13-2	Sucralose	X		X
1662	99105-77-8	Sulcotrione	X	X	
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	X	X	X
1338	14808-79-8	Sulfate(s)	X	X	X
2085	141776-32-1	Sulfosulfuron	X	X	
1312		Taux de saturation en oxygène/Sauerstoffsättigung	X	X	
1694	107534-96-3	Tébuconazole	X	X	X
1661	35256-85-0	Tébutame	X	X	
1542	34014-18-1	Tébuthiuron	X	X	
7086	335104-84-2	Tembotrione	X	X	
1301		Température de l'eau/Wassertemperatur	X	X	X
1266	33693-04-8	Terbuméton	X	X	
2051	30125-64-5	Terbumeton désethyl	X	X	
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	X	X	X
1954	66753-07-9	Terbuthylazin(e)-2-hydroxy	X	X	
2045	30125-63-4	Terbuthylazin(e)-desethyl	X	X	
7150	66753-06-8	Terbuthylazine desethyl-2-hydroxy	X	X	
1269	886-50-0	Terbutryn(e)	X	X	X
2919	5436-43-1	tétrabromodiphényl éther (congénère 47)		X	X
1272	127-18-4	Tétrachloroéthylène/Tetrachlorethen	X	X	X
1276	56-23-5	Tétrachlorure de carbone/Tetrachlorkohlebstoff	X	X	X
9119	1493-13-6	TFMSA	X	X	X
2555	7440-28-0	Thallium	X	X	X
1713	148-79-8	Thiabendazole	X	X	X
1940	142459-58-3	Thiafluamide	X	X	X
6390	153719-23-4	Thiamethoxam	X	X	
1913	79277-27-3	Thifensulfuron méthyl	X	X	
1373	7440-32-6	Titane	X	X	X
1346		Titre alcalimétrique (T.A.)	X	X	X

1347		Titre alcalimétrique complet (TAC)/Summe Erdalkalien (Gesamthärte)	X	X	X
1278	108-88-3	Toluène/Toluol	X	X	X
1719	731-27-1	Tolylfluanide	X		
6660	29385-43-1	Tolyltriazole	X	X	
6720	27203-92-5	Tramadol	X	X	X
2920	41318-75-6	Tribromodiphenyl ether (BDE28)		X	X
2879	36643-28-4	Tributylétain cation	X	X	X
1284	71-55-6	Trichloroéthane-1,1,1/1,1,1-Trichloroethan	X	X	X
1286	79-01-6	Trichloroéthylène/Trichlorethen	X	X	X
6989	101-20-2	Triclocarban	X	X	
1288	55335-06-3	Triclopyr	X	X	X
5430	3380-34-5	Triclosan	X	X	X
1289	1582-09-8	Trifluraline	X	X	X
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	X	X	X
6372	668-34-8	Triphénylétain cation	X	X	X
2992	131983-72-7	Triticonazole	X	X	
7087	142469-14-5	Tritosulfuron	X	X	
1295		Turbidité Formazine Néphélométrique	X	X	
1361	7440-61-1	Uranium/Uran	X	X	X
7901	137862-53-4	Valsartan	X		X
1780	1330-20-7	Xylène	X		X
1292	95-47-6	Xylène-ortho/o-Xylol	X	X	X
1383	7440-66-6	Zinc/Zink	X	X	X

Site pilote de la Kinzig/Pilotstandort Kinzig

Code SANDRE SANDRE-Code	Code CAS CAS-Code	Paramètre Parameter	ESO GW	ESU OW	STEU KLA
	532-02-5	2-Naphthalinsulfonsäure	X	X	X
7890	29878-31-7	4-Methylbenzotriazol	X	X	X
7891	136-85-6	5-Methylbenzotriazol	X	X	X
7892	33665-90-6	Acesulfam(e)	X	X	X
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque/Amidotrizoesäure	X	X	X
1335	14798-03-9	Ammonium	X	X	X
7543	95-14-7	Benzotriazol(e)	X	X	X
6505	24959-67-9	Bromure / Bromid	X	X	X
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	X	X	X
1841		Carbone Organique Dissous (COD)/Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	X	X	X
1337	16887-00-6	Chlorures/Chlorid	X	X	X
1303		Conductivité à 25°C/ Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	X	X	X
5349	15307-86-5	Diclofenac	X	X	X
	27503-81-7	Ensulizol (2-Phenyl-1H-benzimidazol-5-sulfonsäure)	X	X	X
		Farbe, SAK-436	X	X	X
7602	60142-96-3	Gabapentine	X	X	X
8010	78649-41-9	Iomeprol	X	X	X
6754	60166-93-0	S-Iopamidol	X	X	X
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	X	X	X
1340	14797-55-8	Nitrat(es)	X	X	X
1339	14797-65-0	Nitrit(es)	X	X	X
1433	14265-44-2	Orthophosphat(es)	X	X	X
	2465-59-0	Oxipurinol	X	X	X
1302		pH/pH-Wert	X	X	X
1367	7440-09-7	Potassium/Kalium	X	X	X
7900	81-07-2	Saccharin(e)	X	X	X
6667	56038-13-2	Sucralose	X	X	X
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	X	X	X
1338	14808-79-8	Sulfat(es)	X	X	X
	6192-52-5	Toluol-4-sulfonsäure	X	X	X
		UV-Extinktion, SAK-254	X	X	X
1301		Température de l'eau/Wassertemperatur	X	X	X
	164265-78-5	Valsartansäure	X	X	X

Site pilote du Landgraben/Pilotstandort Landgraben

Code SANDRE SANDRE-Code	Code CAS CAS-Code	Paramètre Parameter	ESO GW	ESU OW	STEU KLA
7597	58955-93-4	10,11-dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazepin(e)	X	X	X
1212	94-74-6	2,4-MCPA/2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	X	X	X
2011	2008-58-4	2,6-Dichlorobenzamid(e)	X	X	X
7890	29878-31-7	4-Methylbenzotriazol	X	X	X
7893	27619-97-2	6:2 FTSA/6:2 Fluortelomer-sulfonsäure	X	X	X
7946	39108-34-4	8:2 FTSA	X	X	X
7892	55589-62-3	Acesulfam(e)	X	X	X
6856	187022-11-3	Acetochlor(e) ESA	X	X	X
6862	194992-44-4	Acetochlor(e) OXA	X	X	X
1141	94-75-7	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique/2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	X	X	X
7945	757124-72-4	Acide 3,3,4,4,5,5,6,6,6-nonafluorohexane-1-sulfonique	X	X	X
5408	882-09-7	Acide clofibrique/Clofibrinsäure	X	X	X
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque/Amidotrizoesäure	X	X	X
1493	60-00-4	Acide éthylènediaminetétraacétique/Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	X	X	X
6025	375-73-5	Acide perfluorobutanesulfonique/Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	X	X	X
5980	375-22-4	Acide perfluorobutanoïque/Perfluorbutansäure (PFBA)	X	X	X
5347	335-67-1	Acide perfluoroctanoïque/Perfluoroctansäure (PFOA)	X	X	X
6509	335-76-2	Acide perfluorodécanoïque/Perfluordecansäure (PFDA)	X	X	X
6507	307-55-1	Acide perfluorododécanoïque/Perfluordodecansäure (PFDoDA)	X	X	X
6542	375-92-8	Acide perfluoroheptane sulfonique/Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	X	X	X
5977	375-85-9	Acide perfluoroheptanoïque/Perfluorheptansäure (PFHpA)	X	X	X
6830	355-46-4	Acide perfluorohexane sulfonique/Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	X	X	X
5978	307-24-4	Acide perfluorohexanoïque/Perfluorhexansäure (PFHxA)	X	X	X
6508	375-95-1	Acide perfluorononanoïque/Perfluornonansäure (PFNA)	X	X	X
6561	1763-23-1	Acide perfluorooctane sulfonique/Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	X	X	X
5979	2706-90-3	Acide perfluoropentanoïque/Perfluorpentansäure (PFPeA)	X	X	X
6510	2058-94-8	Acide perfluoroundécanoïque/Perfluorundecansäure (PFUnDA)	X	X	X
8858	76-05-1	Acide trifluoracétique/Trifluoressigsäure (TFA)	X	X	X
1101	15972-60-8	Alachlor(e)	X	X	X
1335		Ammonium	X	X	X
1907	1066-51-9	AMPA (Aminomethylphosphonic Acid)	X	X	X
1369	7440-38-2	Arsenic/Arsen	X	X	X
5361	29122-68-7	Atenolol	X	X	X
7894	56392-14-4	Atenolol acid(e)	X	X	X
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	X	X	X
7817	83905-01-5	Azithromycin(e)	X	X	X
1396	7440-39-3	Baryum/Barium	X	X	X
7522	113614-08-7	Beflubutamid(e)	X	X	X
1113	25057-89-0	Bentazon(e)	X	X	X
1114	71-43-2	Benzène/Benzol	X	X	X
7543	95-14-7	Benzotriazol(e)	X	X	X
5366	41859-67-0	Bezafibrat(e)	X	X	X
1362	7440-42-8	Bor(e)	X	X	X
5526	188425-85-6	Boscalid	X	X	X
1686	314-40-9	Bromacil	X	X	X
1388	7440-43-9	Cadmium	X	X	X
1374	7440-70-2	Calcium	X	X	X
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	X	X	X
6725	36507-30-9	Carbamazepin(e) -10, 11 epoxid(e)	X	X	X
1841		Carbone Organique Dissous (COD)/Gelöster organischer Kohlenstoff (GOK)	X	X	X
1133	1698-60-8	Chloridazon(e)	X	X	X
6378	6339-19-1	Chloridazon(e) desphenyl	X	X	X
6379	17254-80-7	Chloridazon(e) methyl desphenyl	X	X	X
1135	67-66-3	Chloroform(e)	X	X	X
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil R417888 /Chlorthalonil-sulfonsäure R417888	X	X	X
1136	15545-48-9	Chlortoluron	X	X	X
1337	16887-00-6	Chlorures/Chloride	X	X	X
1389	7440-47-3	Chrom(e)	X	X	X
6540	85721-33-1	Ciprofloxacin(e)	X	X	X
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	X	X	X
8743	2971-90-6	Clopidol	X	X	X
1106		Composés organiques halogénés adsorbables/Adsorbierbare Organisch gebundene Halogene (AOX)	X	X	X
1303		Conductivité à 25°C/Leitfähigkeit bei 25°C	X	X	X
6520	486-56-6	Cotinine	X	X	X
1392	7440-50-8	Cuivre/Kupfer	X	X	X
1137	21725-46-2	Cyanazin(e)	X	X	X
7902	139-05-9	Cyclamat(e)	X	X	X
1109	1007-28-9	Déisopropyl-atrazine/Desisopropylatrazin	X	X	X
1108	6190-65-4	Déséthyl-atrazine/Desethylatrazin	X	X	X
1158	124-48-1	Dibromochloromethane/Dibromchlormethan	X	X	X
1161	107-06-2	Dichloroéthane-1,2/1,2-Dichlorethan	X	X	X
1456	156-59-2	Dichloroéthylène-1,2 cis/cis-1,2-Dichlorethen	X	X	X
1168	75-09-2	Dichlorométhane/Dichlormethan	X	X	X
1167	75-27-4	Dichloromonobromométhane/Dichlorbrommethan	X	X	X
1169	120-36-5	Dichlorprop (2,4-DP)	X	X	X
5349	15307-86-5	Diclofenac	X	X	X
1814	83164-33-4	Diflufenicanil/Diflufenican	X	X	X
2546	50563-36-5	Dimetachlor(e)	X	X	X
6381	1231710-75-0	Dimethachlor(e) ESA	X	X	X
6380	1086384-49-7	Dimethachlor(e) OXA	X	X	X
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e)	X	X	X
6865	205939-58-8	Dimethenamid(e) ESA	X	X	X
7735	380412-59-9	Dimethenamid(e) OXA	X	X	X

1175	60-51-5	Dimethoat(e)	X	X	X
1177	330-54-1	Diuron/DCMU	X	X	X
6522	114-07-8	Erythromycin(e)	X	X	X
1763	30043-49-3	Ethidimuron	X	X	X
1497	100-41-4	Ethylbenzène/Ethylbenzol	X	X	X
5368	49562-28-9	Fenofibrate	X	X	X
1393	7439-89-6	Fer/Eisen	X	X	X
6864	201668-32-8	Flufenacet ESA	X	X	X
6863	201668-31-7	Flufenacet OXA	X	X	X
2008	96525-23-4	Flurtamone	X	X	X
1194	85509-19-9	Flusilazol(e)	X	X	X
1506	1071-83-6	Glyphosat(e)	X	X	X
1203	58-89-9	Hexachlorocyclohexane gamma/?-Hexachlorcyclohexan	X	X	X
1673	51235-04-2	Hexazinon(e)	X	X	X
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	X	X	X
1327	71-52-3	Hydrogénocarbonates/Hydrogencarbonate	X	X	X
5350	15687-27-1	Ibuprofen(e)	X	X	X
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	X	X	X
7734	162354-96-3	Iso-Chloridazone	X	X	X
1208	34123-59-6	Isoproturon	X	X	X
5353	22071-15-4	Ketoprofen(e)	X	X	X
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	X	X	X
1209	330-55-2	Linuron	X	X	X
1372	7439-95-4	Magnesium	X	X	X
1394	7439-96-5	Manganèse/Mangan	X	X	X
1214	7085-19-0	Mecoprop Total (MCPP)	X	X	X
6790	108-78-1	Melamine	X	X	X
1706	57837-19-1	Metalaxyl	X	X	X
7896	104390-56-9	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 108906	X	X	X
7895	75596-99-5	Metalaxyl Metabolit(e) CGA 62826	X	X	X
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	X	X	X
1670	67129-08-2	Metazachlor(e)	X	X	X
6895	172960-62-2	Metazachlor(e) ESA	X	X	X
6894	1231244-60-2	Metazachlor(e) OXA	X	X	X
1216	18691-97-9	Methabenzthiazuron	X	X	X
8252	26172-55-4	Méthylchloroisothiazolinone	X	X	X
8253	2682-20-4	Méthylisothiazolinone	X	X	X
1221	51218-45-2	Metolachlor(e)Total	X	X	X
7730	1173021-76-5	Metolachlor(e) CGA 368208	X	X	X
6854	171118-09-5	Metolachlor(e) ESA	X	X	X
6853	152019-73-3	Metolachlor(e) OXA	X	X	X
5362	37350-58-6	Metoprolol	X	X	X
1225	21087-64-9	Metribuzin(e)	X	X	X
7618	4710-17-2	N,N-diméthyl-N'-phénylsulphamide/N,N-Dimethyl-N'-phenylsulfamid (DMSA)	X	X	X
6384	3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid(e) (DMS)	X	X	X
1517	91-20-3	Naphtalène/Naphthalin	X	X	X
5351	22204-53-1	Naproxen(e)	X	X	X
1386	7440-02-0	Nickel	X	X	X
1882	111991-09-4	Nicosulfuron	X	X	X
1340	14797-55-8	Nitrate(s)	X	X	X
1339	14797-65-0	Nitrite(s)	X	X	X
6761	70458-96-7	Norfloxacine	X	X	X
6533	82419-36-1	Ofloxacine	X	X	X
1433	14265-44-2	Orthophosphate(s)	X	X	X
1311	7782-44-7	Oxygène dissous/Gelöster Sauerstoff	X	X	X
5354	103-90-2	Paracetamol	X	X	X
6219	14797-73-0	Perchlorate	X	X	X
6548	754-91-6	Perfluorooctanesulfonamide/Perfluoroctansulfonamid (PFOSA)	X	X	X
1302		pH/pH-Wert	X	X	X
1350		Phosphore total/Gesamtphosphor	X	X	X
1382	7439-92-1	Plomb/Blei	X	X	X
1367	7440-09-7	Potassium/Kalium	X	X	X
7961	125-33-7	Primidon(e)	X	X	X
1256	139-40-2	Propazin(e)	X	X	X
7900	81-07-2	Saccharin(e)	X	X	X
1263	122-34-9	Simazin(e)	X	X	X
1375	7440-23-5	Sodium/Natrium	X	X	X
6667	56038-13-2	Sucralose	X	X	X
6758	68-35-9	Sulfadiazine	X	X	X
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	X	X	X
1338	14808-79-8	Sulfate(s)	X	X	X
1301		Température de l'eau/Wassertemperatur	X	X	X
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	X	X	X
1954	66753-07-9	Terbuthylazin(e)-2-hydroxy	X	X	X
2045	30125-63-4	Terbuthylazin(e)-desethyl	X	X	X
1269	886-50-0	Terbutryn(e)	X	X	X
1272	127-18-4	Tétrachloroéthylène/Tetrachlorethen	X	X	X
1276	56-23-5	Tétrachlorure de carbone/Tetrachlorkohlebstoff	X	X	X
1278	108-88-3	Toluène/Toluol	X	X	X
1284	71-55-6	Trichloroéthane-1,1,1/1,1,1-Trichloroethan	X	X	X
1285	79-00-5	Trichloroéthane-1,1,2	X	X	X
1286	79-01-6	Trichloroéthylène/Trichlorethen	X	X	X
5357	738-70-5	Trimethoprim(e)	X	X	X
7087	142469-14-5	Tritosulfuron	X	X	X
1361	7440-61-1	Uranium/Uran	X	X	X
7901	137862-53-4	Valsartan	X	X	X
1292	95-47-6	Xylène-ortho/o-Xylol	X	X	X
1383	7440-66-6	Zinc/Zink	X	X	X

Site pilote de la Wiese/Pilotstandort Wiese

Code SANDRE SANDRE-Code	Code CAS CAS-Code	Paramètre Parameter	ESO GW	ESU OW	STEU KLA
1212	94-74-6	2,4-MCPA/2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	X	X	X
7892	55589-62-3	Acesulfam(e)	X	X	X
6701	117-96-4	Acide diatrizoïque/Amidotrizoesäure	X	X	X
1335		Ammonium	X	X	X
1107	1912-24-9	Atrazin(e)	X	X	X
7543	95-14-7	Benzotriazol(e)	X	X	X
1362	7440-42-8	Bor(e)	X	X	X
6505	24959-67-9	Bromure	X	X	X
6519	58-08-2	Caféine	X	X	X
1374	7440-70-2	Calcium	X	X	X
5296	298-46-4	Carbamazepin(e)	X	X	X
1129	10605-21-7	Carbendazime	X	X	X
1841		Carbone Organique Dissous (COD)/Gelöster organischer Kohlenstoff (GOK)	X	X	X
7717	1418095-02-9	Chlorothalonil R417888 /Chlorthalonil-sulfonsäure R417888	X	X	X
1083	39475-55-3	Chlorpyriphos-éthyl	X	X	X
1136	15545-48-9	Chlortoluron	X	X	X
1337	16887-00-6	Chlorures/Chloride	X	X	X
6537	81103-11-9	Clarithromycin(e)	X	X	X
6665	50-36-2	Cocaine	X	X	X
1303		Conductivité à 25°C/Leitfähigkeit bei 25°C	X	X	X
1392	7440-50-8	Cuivre/Kupfer			X
1108	6190-65-4	Déséthyl-atrazine/Desethylatrazin	X	X	X
5372	439-14-5	Diazepam	X	X	X
5349	15307-86-5	Diclofenac	X	X	X
1814	83164-33-4	Diflufenicanil/Diflufenican	X	X	X
1678	87674-68-8	Dimethenamid(e)	X	X	X
5760	38260-54-7	Etrimfos	X	X	X
1190	55-38-9	Fenthion	X	X	X
2009	120068-37-3	Fipronil	X	X	X
7073	16984-48-8	Fluorure anion/Fluorid	X	X	X
7602	60142-96-3	Gabapentine	X	X	X
6746	58-93-5	Hydrochlorothiazid(e)	X	X	X
1877	138261-41-3	Imidaclopride	X	X	X
8010	78649-41-9	Iomeprol	X	X	X
5377	73334-07-3	Iopromid(e)	X	X	X
1935	28159-98-0	Irgarol	X	X	X
1208	34123-59-6	Isoproturon	X	X	X
7899	84057-84-1	Lamotrigin(e)	X	X	X
8611	102767-28-2	Levetiracetam	X	X	X
1372	7439-95-4	Magnesium	X	X	X
7603	42542-10-9	MDMA	X	X	X
1214	7085-19-0	Mecoprop Total (MCPP)	X	X	X
1706	57837-19-1	Metalaxyl	X	X	X
1215	41394-05-2	Metamitron(e)	X	X	X
8878	36993-94-9	Metamitrone desamino	X	X	X
6755	657-24-9	Metformin(e)	X	X	X
7605	76-99-3	Méthadone	X	X	X
1221	51218-45-2	Metolachlor(e)Total	X	X	X
5362	37350-58-6	Metoprolol	X	X	X
5797	134-62-3	N,N-Diethyl-m-toluamide	X	X	X
1386	7440-02-0	Nickel			X
1882	111991-09-4	Nicosulfuron	X	X	X
1340	14797-55-8	Nitrate(s)	X	X	X
1339	14797-65-0	Nitrite(s)	X	X	X
8883	1185255-09-7	o-demethyl azoxystrobin (R234886)	X	X	X
1230	1113-02-6	Ométhoate	X	X	X
1433	14265-44-2	Orthophosphate(s)	X	X	
1311	7782-44-7	Oxygène dissous/Gelöster Sauerstoff	X	X	
1302		pH/pH-Wert	X	X	X
5665	137641-05-5	Picolinafen	X	X	X
1382	7439-92-1	Plomb/Blei	X	X	X
1367	7440-09-7	Potassium/Kalium	X	X	X
7900	81-07-2	Saccharin(e)	X	X	X
6754	60166-93-0	S-Iopamidol	X	X	X
1375	7440-23-5	Sodium/Natrium	X	X	X
5424	3930-20-9	Sotalol	X	X	X
6667	56038-13-2	Sucralose	X	X	X
5356	723-46-6	Sulfamethoxazol(e)	X	X	X
1338	14808-79-8	Sulfate(s)	X	X	X
1312		Taux de saturation en oxygène/Sauerstoffsättigung	X	X	
1301		Température de l'eau/Wassertemperatur	X	X	
1268	5915-41-3	Terbuthylazin(e)	X	X	X
6660	29385-43-1	Tolyltriazole	X	X	X
7901	137862-53-4	Valsartan	X	X	X
7611	93413-69-5	Venlafaxine	X	X	X
1383	7440-66-6	Zinc/Zink			X

ANNEXE 5 : CADRE ANALYTIQUE COMMUN AUX PARTENAIRES DU PROJET ERMES-II-RHIN POUR LES ANALYSES NTS

ANHANG 5: GEMEINSAMER ANALYSERAHMEN DER PARTNER DES PROJEKTS ERMES-II-RHEIN FÜR DIE NTS-ANALYSEN

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté Égalité Fraternité

Géosciences pour une Terre durable
brgm

Numéro de courrier : 06-2023-DEPA/ENV/CS

Dossier suivi par Coralie Soulier – DEPA/ENV

À Orléans le 24 janvier 2023,

Objet : Fourniture du cadre analytique commun aux partenaires du projet ERMES-ii-Rhin 2022-2025 pour les analyses NTS (Non-Target Screening)

Objekt: Bereitstellung des gemeinsamen analytischen Rahmens für die Partner des Projekt ERMES-ii-Rhein 2022-2025 für NTS-Analysen (Non-Target Screening)

Cette présente note a pour objectif de décrire le cadre technique commun pour les analyses NTS (techniques et méthodologies analytiques, contrôles qualités, bancarisation commune des données et des résultats, …) réalisées dans le cadre du projet ERMES—ii-Rhin 2022-2025. Elle fait la synthèse des décisions prises durant les réunions entre les partenaires techniques qui ont eu lieu les 17/01/2022, 11/03/2022, 20/06/2022 et 24/11/2022.

Dieses Dokument erläutert den gemeinsamen technischen Rahmen für die NTS-Analysen des Projekts ERMES-ii-Rhein 2022-2025. Es stellt die wichtigsten Aspekte der Methode (analytische Techniken, Qualitätskontrollen, gemeinsame Speicherung der Daten und Ergebnisse, usw.) vor. Es ist eine Zusammenfassung aller Entscheidungen, die am 17.01.2022, 11.03.2022, 20.06.2022 und 24.11.2022 von allen Projektpartnern getroffen wurden.

À la suite des divers échanges entre l'AUE-Basel-Stadt, le BRGM et la LUBW, les éléments techniques incontournables pour réaliser les analyses NTS dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin 2022-2025 ont été listés ci-dessous.

Nach verschiedenen Gesprächen zwischen dem AUE-Basel-Stadt, dem BRGM und der LUBW, wurden alle technischen Grundvoraussetzungen für die Durchführung der NTS-Analysen im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein 2022-2025 aufgelistet:

1. Technique d'analyse

La chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (LC-HRMS) est la technique analytique choisie pour analyser les échantillons du projet. Chaque laboratoire appliquera sa propre méthodologie analytique.

1. Analysemethode

Bei der Analyse der Proben wurde folgender Ansatz verfolgt: Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung, wobei jedes Labor seine eigene analytische Methodik anwenden wird.

2. Préparation d'échantillon

La méthodologie de préparation d'échantillon doit être commune et suivre l'un des deux protocoles présentés en annexe 1.

2. Vorbereitung der Probe

Die Methodik der Probenvorbereitung sollte nach einem der beiden im Anhang 1 erläuterten Protokolle durchgeführt werden.

3. Contrôle qualité

Pour s'assurer de la fiabilité des résultats les contrôles qualités suivant devront être mis en place :

- Injection des échantillons en triplicat

3. Qualitätskontrolle

Um die Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, müssen folgende Qualitätskontrollen durchgeführt werden:

- Injektion der Proben in dreifacher Ausführung.

Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

- Utilisation d'une solution de standards internes (avec quelques standards en communs, si possible). La liste des étalons de chaque laboratoire est fournie en annexe 2
- Des blancs (terrain, laboratoire au cours du prétraitement d'échantillon et d'injection)
- Utilisation de la solution de RTI (Retention Time Index) pour la bancarisation dans la DSFP, liste en annexe 3

- Verwendung einer Lösung aus internen Standards (mit einigen gemeinsamen Standards, wenn möglich). Die Standards jedes Labors werden im Anhang 2 aufgelistet.
- Blindwerte (Feld, Labor während der Probenvorbehandlung und Injektion)
- Verwendung der RTI-Lösung (Retention Time Index) für die Archivierung in der DSFP, Liste im Anhang 3

4. Traitement target/suspect

Le traitement target/suspect sera réalisé sur les échantillons du projet ERMES-ii-Rhin 2022-2025 en s'appuyant sur une base de données.

L'AUE Basel-Stadt, le BRGM et la LUBW ont mis en commun leurs bases ; celles-ci ne seront pas communiquées aux laboratoires sous-traitants.

4. Bearbeitung der „Targets/Suspect"-Analysen

Das Suspected-Target Screening der Proben wird mithilfe einer Datenbank realisiert.

Die AUE-Basel-Stadt, das BRGM und die LUBW haben ihre Datenbanken zusammengelegt; diese werden nicht an dritte Auftragslabore weitergegeben.

5. Traitement non-ciblé

Il est prévu de traiter les empreintes issues de l'analyse NTS des échantillons (axe 2) par comparaison afin de mettre en évidence des marqueurs potentiels d'une source de pollution. Chaque laboratoire utilisera le logiciel adapté au type de données générées sur chaque site pilote : Envimass et/ou Compound Discoverer de Thermo (AUE Basel-stadt et LUBW), UNIFI de Waters et/ou développement d'un workflow en interne (BRGM). La comparaison d'empreintes entre sites pilotes n'est pas prévue car les laboratoires utilisent des logiciels différents et car cela impliquerait par ailleurs une interprétation croisée tenant compte du fonctionnement hydrogéologique propre à chaque site pilote.

5. Bearbeitung der Non-Target-Analysen

Es ist geplant, die aus der NTS-Analyse der Proben (Schwerpunkt 2) gewonnenen Spektren zu vergleichen, um potenzielle Marker für eine Verschmutzungsquelle zu identifizieren. Je nach Pilotgebiet wird jedes Labor die Software bzw. Methodik verwenden, die für die Datenverarbeitung geeignet ist: Envimass und/oder Compound Discoverer von Thermo (AUE Basel-Stadt und LUBW), UNIFI-Software von Waters und/oder die Entwicklung eines internen Workflows (BRGM). Ein Vergleich der Spektren zwischen den Pilotgebieten ist nicht vorgesehen, da die Labore unterschiedliche Software verwenden und dies eine gegenseitige Interpretation unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Funktionsweise der einzelnen Pilotgebiete erfordern würde.

6. Bancarisation

Pour capitaliser les données brutes au niveau transfrontalier dans un format commun, la DSFP (Digital Sample Freezing Platform, réseau NORMAN) a été choisie. Aucune autre plateforme ne semble utilisable pour le projet ERMES-ii-Rhin 2022-2025. Pour incrémenter les données dans la DSFP, il est nécessaire d'avoir injecté, en même temps que les échantillons, une solution de Retention Time Index (en ionisation positive et négative) fournie par NORMAN[1]. Le format des données brutes requis pour le transfert dans la DSFP est le mzML. Le guide technique pour l'acquisition des données et leur bancarisation dans la DSFP détaille la faisabilité de la conversion des données brutes et de leur import.

6. Datenspeicherung

Um die Rohdaten auf grenzüberschreitender Ebene in einem gemeinsamen Format zu speichern, wurde die DSFP (Digital Sample Freezing Platform, NORMAN-Netzwerk) ausgewählt. Keine andere Plattform scheint für das Projekt ERMES-ii-Rhein 2022-2025 nutzbar zu sein. Um die Daten in die DSFP zu implementieren, ist es notwendig, gleichzeitig mit den Proben eine von NORMAN bereitgestellte Lösung zur Bestimmung des Retention Time Index (in positiver und negativer Ionisation) injiziert zu haben[1]. Das für den Transfer in die DSFP erforderliche Format der Rohdaten ist mzML. Der technische Leitfaden zur Datenerfassung und Speicherung in der DSFP nennt alle Details zur Durchführbarkeit der Konvertierung von Rohdaten und deren Implementierung.

Pour la collecte et le partage des résultats obtenus par screening target/suspect au niveau transfrontalier, les noms

Für die Sammlung und den Austausch von Ergebnissen aus dem Target/Suspect-Screening auf grenzüberschreitender

[1] Contacter Nikiforos Alygizakis dans le cadre du projet ERMES-ii-Rhin 2022-2025 ; le laboratoire doit demander un retrait de la solution via DHL (transport à la charge du laboratoire).
Kontaktaufnahme mit Nikiforos Alygizakis im Rahmen des Projekts ERMES-ii-Rhein 2022-2025; das Labor sollte eine Abholung der Lösung per DHL beantragen (Transport auf Kosten des Labors).

Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

et identifiants (numéro CAS, InChI, code SMILES) de la substance identifiée dans les échantillons seront communiqués avec leur niveau d'identification (classification Schymanski, Schymanski et al., 2014[2]).

Ebene werden Namen und Identifikatoren (CAS-Nummer, InChI, SMILES-Code) des in den Proben identifizierten Stoffes zusammen mit ihrem Identifikationsgrad angegeben (Klassifikation Schymanski, Schymanski et al., 2014[2])

[2] *Schymanski et al., 2014, Environ. Sci. Technol., 48, 4, 2097-2098*

Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté Égalité Fraternité

Géosciences pour une Terre durable
brgm

Annexe 1 : Protocoles pour la préparation d'échantillons
Anhang 1: Protokolle für die Probenvorbereitung

	Protocole 1	Protocole 2
Filtration of sample	500 mL + 500 µL ammonium acetate pH 6,5-7 +IS	
SPE cartridge	Home-made preparation Sepra ZT-WAX (Weak Anion Exchange) Sepra ZT-WCX (Weak Cation Exchange) ENV+	Chromabond HR-X 350 g of mixture in a ratio of 2:2:3 200 mg OASIS HLB
SPE conditioning	6 mL Methanol 6 mL Ultra pure water	
SPE elution	Ethyl acetate/ methanol (1/1; /v/v) + 2 vol% NH3 9 mL	4 mL Ethyl acetate/ methanol (1/1; /v/v) + 2 vol% formic acid 3 mL	2 mL
Extract	500 µL ultrapure water	

Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

Géosciences pour une Terre durable
brgm

Annexe 2 : Liste étalons internes utilisés par AUE-Basel-Satdt, BRGM et LUBW
Anhang 2: Liste der internen Standards, die von AUE-Basel-Satdt, BRGM und LUBW verwendet werden

compound name	AUE-Basel stadt	BRGM	LUBW	compound name	AUE-Basel stadt	BRGM	LUBW
11-nor-9-carboxy-delta-9-THC-D3	X			Letrozol-D4	X		
2,4-D-13C6			X	Levetiracetam-D3	X		
2,4-DB-D3	X		X	Lidocain-D10	X		
2,6-Dichlorbenzamid-D3	X			Linuron-D6	X		X
2-Hydroxyatrazin-D5	X			Lopinavir-D8	X		
2-Naphthalinsulfonic-acid-D7			X	MCPA 13C6		X	
3-Trifluormethylphenol-D3	X			MCPA-D3	X		X
4-Aminoantipyrin-D3	X			MCPB-D3	X		
4-Trifluormethylbenzen-acid-13C	X			MCPB-D6			X
5-Methylbenzotriazol-D6	X		X	MCPP-D6 (Mecoprop-D6)			X
Acesulfam-D4	X			Meclofenamic-acid-D4	X		
Acetamiprid-D3	X			Mecoprop D3	X	X	
Acetochlor ESA D5	X	X		Mefenamic-acid-D3	X		
Acetylsulfamethoxazol-D4	X			Mefenamic-acid-D4			X
Alachlor OXA D3		X		Melamin-15N3	X		
Alachlor-D13	X			Mesosulfuron-methyl-D6	X		
Aldicarb-13C2,D3	X			Mesotrion-D4	X		
Aliskiren-D6	X			Metalaxyl-D6	X		
Allopurinol-D2	X			Metamitron-D5	X		
Amiodaron-D4	X			Metazachlor-D6	X		X
Amisulprid-D5	X			Metconazol-D6	X		
Aspartam-D5	X			Metformin-D6	X		X
Atenolol-acid-D5	X			Methadon-D9	X		
Atenolol-D7	X	X	X	Methamphetamin-D11	X		
Atrazin-D5	X	X	X	Methiocarb-D3	X		X
Atrazin-desethyl-D6		X		Methomyl-D3	X		
Atrazin-desethyl-D7	X		X	Methoxyfenozid-D3	X		
Atrazin-desisopropyl-D5	X		X	Methyldesphenylchloridazon-D3	X		
Azinphos-methyl-D6	X			Methylparaben 6C13		X	
Azithromycin-D3	X		X	Methylprednisolon-D3	X		
Beflubutamid D7		X		Metobromuron-D6			X
Bentazon-D6	X		X	Metolachlor-D6	X		X
Benzothiazol-D4	X			Metolachlor-ESA-D11	X		

Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

Benzotriazol-D4	X	X	X	Metolachlor-OXA-D11	X		
Benzoylecgonin-D8	X			Metolachlor-TP(CGA 368208)-D3	X		
Bezafibrat-D6	X		X	Metoporolol D7	X	X	
Bicalutamid-D4	X			Metoxuron-D6			X
Bifenox-D3			X	Metsulfuron methyl D3		X	
Bisoprolol-D5	X			Monolinuron-D6			X
Bisoprolol-D7			X	Morphin-D6	X		
Bosentan-D4	X			Myclobutanil-D9	X		
Bromacil- D3	X		X	N,O-Didesmethylvenlafaxin-D3	X		
Bromoxynil-13C6			X	N4-Acetylsulfathiazol-D4	X		
Candesartan-D4	X			N-Acetyl-4-aminoantipyrin-D3	X		
Capecitabin-D11	X			Naftifin-D3	X		
Carbamazepin-10,11-dihydro-10-hydroxy-D3	X			Naproxen-D3	X		X
Carbamazepin-10,11-epoxid-D8	X			NBBS D9		X	
Carbamazepin-13C,15N			X	N-Desmethylvenlafaxin-D3	X		
Carbamazepin-D8	X			Nelfinavir-D3	X		
Carbamazepin-13C6		X		Nicosulfuron-D6	X		X
Carbendazim-D4	X		X	Nicosulfuron-TP(UCSN)-D6	X		
Carbetamid-D5 LSG	X			Nilotinib-D3	X		
Cetirizin-D8	X			Nofloxacin D5		X	
Chloridazon-D5	X		X	Norfloxacin-D8	X		
Chlorpyrifos-ethyl-D10	X			Octhilinon-D17	X		
Chlorpyrifos-methyl-D6	X			O-Desmethylvenlafaxin-D6	X		
Chlorthalonil-TP(R 417888)-13C2,15N2	X			Omethoat-D6			X
Chlorthalonil-TP(R 471811)-13C2,15N2	X			Opipramol-D4	X		
Chlorthalonil-TP(R 611553)-13C2,15N2	X			Oxazepam D5		X	
Chlortoluron-D6	X		X	Oxcarbazepin-D4	X		
Citalopram-D6	X			Oxypurinol-13C,15N2	X		
Clarithromycin-13C,D3		X	X	Paracetamol(Acetominophen)-D4	X		X
Clarithromycin-D3	X			Parathion-Methyl-D6	X		
Clenbuterol-D9			X	Pendimethalin-D5	X		X
Clofibric-acid-D4	X		X	Perfluoroctansulfonic-acid(PFOS)-13C8	X		
Clomazon-D4	X			Phenazon-D3	X		X
Clopidogrel-acid-D4	X			Phoxim-D5			X
Clothianidin-13C,D3	X			Picolinafen-D4	X		X
Clotrimazol-D5	X			Pirimicarb-D6	X		
Clozapin-D8	X			Posaconazol-D4	X		
Coffein-13C3			X	Pravastatin-D3	X		

Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

Coffein-D9	X			Prednisolon-D8	X		
Cyanizin-D5			X	Pregabalin-D4			X
Cyclohexylsulfamic-acid-D11	X			Pregabalin-D6	X		
Cyclophosphamid-D4	X			Primidon-D5	X		
Cyproconazol-D3	X			Promazin-D6	X		
Cyprodinil-D5	X			Propachlor-ESA-D5	X		
DEET-D10	X			Propachlor-OXA-D5	X		
Desphenylchloridazon-15N2	X			Propamocarb-D7	X		
Dexamethason-D3	X			Propazin-D6	X		
Diatrizoic-acid-D6	X			Propiconazol-D5	X		
Diazepam-D5	X			Propranolol-D7	X		
Diazinon D10	X	X		p-Toluolsulfonic-acid-D7			X
Dicamba-D3	X		X	Pyraclostrobin-D6	X		
Dichlorprop-D6 (2,4-DP-D6)	X		X	Pyrimethanil-D5	X		
Diclofenac 13C6		X		Quinmerac-D4	X		X
Diclofenac-D4	X		X	Ranitidin-D6	X		
Diflufenican-D3	X			Rifaximin-D6	X		
Diglyme-D6	X			Ritalinic-acid-D10	X		
Dimethachlor-TP(CGA 369873)-D9	X			Ritonavir-D6	X		
Dimethenamid-D3	X			Rosuvastatin-D6	X		
Dimethoat-D6	X			Roxithromycin-D7	X		
Diuron-D6	X	X	X	Saccharin-13C6	X		
DMST D3		X		Saccharin-D4			X
Doxazosin-D8	X			Saquinavir-D9	X		
Dronedaron-D6	X			Sebuthylazin-D5			X
Duloxetin-D7	X			Simazin-D10		X	X
Eprosartan-D3	X			Simazin-D5	X		
Erythromycin 13C 2H3	X	X		Simvastatin-D6	X		
Erythromycin-D6			X	Sitagliptin-D4	X		
Etofenprox-D5	X			Sotalol D7		X	
Famoxadon-D5	X			Sotalol-D6	X		
Fenofibrate-D6	X		X	Spiroxamin-D4	X		
Fenofibric acid D6		X		Sucralose D6	X	X	
Fenoxycarb-D3	X			Sulcotrion-D4			X
Fenpropidin-D10	X			Sulcotrion-D7	X		
Fenpropimorph-D3	X			Sulfadiazin-D4	X		
Fenthion-D6	X			Sulfadimethoxin D6		X	
Fipronil-13C2,15N2	X			Sulfadimethoxin-D4	X		
Fipronil-sulfon-13C4	X			Sulfamethazin-D4	X		
Fluconazol-D4	X			Sulfamethoxazol- ring13C6			X
Flufenacet-D4			X	Sulfamethoxazol-D4	X		
Flufenacet-ESA-D7	X			Sulfapyridin-D4	X		

Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

Fluoxastrobin-D4	X			Sulfathiazol-D4	X		
Foramsulfuron-D6	X			Tebuconazol-D9	X		X
Furosemide D5	X	X		Telmisartan-D3	X		X
Gabapentin-D4	X			Terbuthylazin-D5	X		X
Gemcitabin-13C,15N2	X			Terbuthylazin-desethyl-D9			X
Gemfibrozil-D6		X	X	Terbuthylazin-TP(CGA 324007)-D9	X		
Guanylurea-15N4	X			Terbuthylazin-TP(SYN 545666)-D9	X		
Hexazinon-D6	X		X	Terbutryn-D5	X		
Hydrochlorthiazid-13C6	X		X	Tetraglyme-D6	X		
Ibuprofen-D3	X		X	Thiacloprid-D4	X		
Imatinib-D3	X			Thiamethoxam-D4	X		
Imidacloprid D4	X	X		Tipranavir-D4	X		
Imipramin-D6	X			Tizanidin-D4	X		
Indomethacin-D4	X			Tolfenamic acid 13C6			X
Iohexol-D5	X			Toluol-4-sulfonic-acid-D7	X		
Iomeprol-D3	X			Torasemid-D7	X		
Iopamidol-D8	X			Tramadol-D6	X		
Iopromid-D3	X			Triclosan-D3	X		X
Ioxitalamic-acid-D4	X			Triglyme-D6	X		
Iprovalicarb-D8	X			Trimethoprim-D9	X		
Irbesartan-D7	X			Valsartan-D3	X		
Irgarol-D9	X			Valsartan-D4	X		
Isoproturon-D6	X		X	Valsartan-D8			X
Itraconazol-D5	X			Vardenafil-D5	X		
Ketoprofen-D3			X	Venlafaxin-D6	X		
Kresoxim-methyl-D7	X			Verapamil-D6	X		

Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

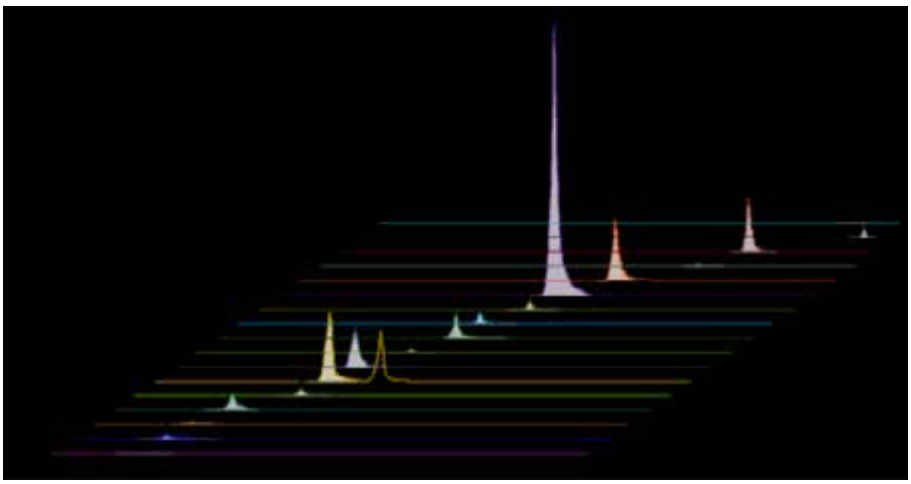
brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

Annexe 3 : Liste des composés des solutions de RTI (Retention Time Index) pour la bancarisation dans la DSFP
Anhang 3: Liste der Verbindungen der RTI-Lösungen (Retention Time Index) für die Speicherung in der DSFP

Recommandations utilisation RTI Index

- All standards should be stored at -18 °C before injecting to LCHRMS.
- Some calibrants give the intense peak based on adducts, please, find attached some guidelines about the exact mass/molecular ion/adducts of each compound in calibrant set.
- A buffer solution is preferred while performing the instrument in –ESI (it is not compulsory however).
- It is recommended to inject each RTI mixture above 1 mg/L especially analyzing the RTI mixture in –ESI.
- Tepraloxydim as a calibrant in RTI (–ESI) gives two intense peaks. Please, report tR for both peaks.
- Vancomycin should be screened by its double charged precursor ion ([M+H]+2=724.7224).
- Two RTI mixtures were analyzed before shipping them to your institute in UHPLC-QTOF MS by a generic LC conditions described in our published works (Environmental science & technology 49 (20), 12333-12341) :

RTI in ESI- :

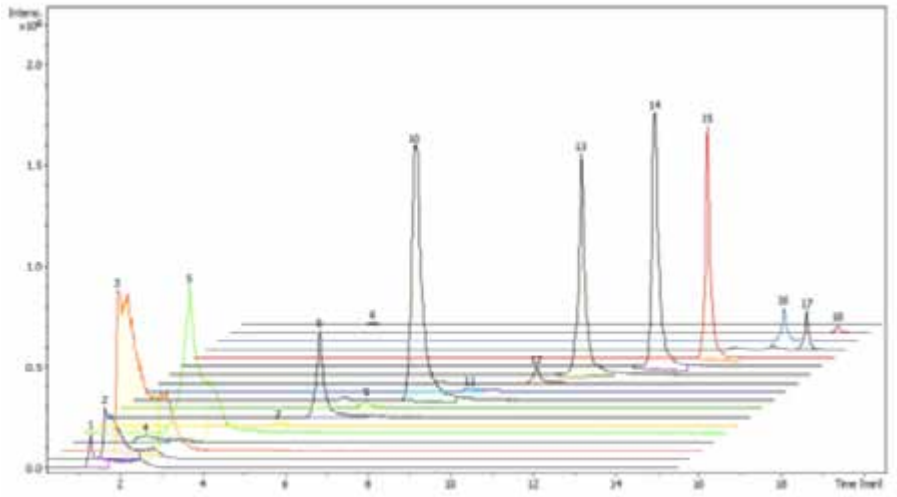


Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

	Compound	Mol. Formula	[M-H]-	[M+CH3COOH-H]-
1	Amitrole	C2H4N4	83.0363	143.057449
2	Benzoic acid	C7H6O2	121.0295	
3	Acephate	C4H10NO3PS	182.0046	
4	Salicylic acid	C7H6O3	137.0244	
5	Simazine 2-Hydroxy	C7H13N5O	182.1047	
6	Tepraloxydim Peak1	C17H24ClNO4	340.1321	
7	Bromoxynil	C7H3Br2NO	273.8509	
8	MCPA	C9H9ClO3	199.0167	
9	Valproic acid	C8H16O2	143.1078	
10	Phenytoin	C15H12N2O2	251.0826	
18	Flamprop	C16H13ClFNO3	320.0495	380.0707
11	Benodanil	C13H10INO	321.9734	
12	Dinoterb	C10H12N2O5	239.0673	
13	Inabenfide	C19H15ClN2O2	337.0749	
14	Coumaphos	C14H16ClO5PS	361.0072	
15	Triclosan	C12H7Cl3O2	286.9439	
16	AvermectinB1a	C48H72O14	871.4849	931.5061
17	Salinomycin	C42H70O11	749.4845	809.5057

RTI in ESI+ :



Siège - Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2 - France
Tél. +33(0)2 38 64 34 34 - Fax +33(0)2 38 64 35 18

brgm - établissement public à caractère industriel et commercial - RCS Orléans - SIREN 582 056 149
www.brgm.fr

PERSONNES AYANT CONTRIBUÉ AU PROJET PROJEKTMITWIRKENDE

Organisation	Prénom Nom/ Vorname Name	Adresse e-mail de la personne référente/ E-Mail-Adresse der Kontaktperson
APRONA	Alexandre BIENAIME	
APRONA	Aurélien FLUHR	
APRONA	Loïc GROSSON	
APRONA	Victor HAUMESSER	
APRONA	Olga HETZE	
APRONA	Violette HISQUIN	
APRONA	Anne-Catherine HUSSER	
APRONA	Christelle LEHRY	
APRONA	Cécile MUSY	
APRONA	Baptiste REY	baptiste.rey@aprona.net
APRONA	Philippe SCHOTT	
Agence de l'Eau Rhin-Meuse	Magali MARCHETTO	
Agence de l'Eau Rhin-Meuse	Miguel NICOLAI	miguel.nicolai@eau-rhin-meuse.fr
BRGM Alsace	Elodie GUIGLARIS	
BRGM Alsace	Thomas KRETZER	
BRGM Alsace	Manon LINCKER	
BRGM Alsace	Damien SALQUEBRE	
BRGM Lorraine	Laurent VAUTE	
BRGM Orléans	Amine BOUKRA	
BRGM Orléans	Charlotte COUREAU	
BRGM Orléans	Wolfram KLOPPMANN	
BRGM Orléans	Eline MALCUIT	e.malcuit@brgm.fr
BRGM Orléans	Pierre PANNET	
BRGM Orléans	Coralie SOULIER	
BRGM Orléans	Anne TOGOLA	
CeA	Pierre LAMY	
CeA	Jean RICHERT	jean.richert@alsace.eu
DREAL Grand Est	Chloé DEMONFAUCON	chloe.demonfaucon@developpement-durable.gouv.fr
DREAL Grand Est	Françoise ERB-MARCHAL	
DREAL Grand Est	Valérie MEYER	
Institut Terre et Environnement Strasbourg - CNRS	Gwenaël IMFELD	gwenael.imfeld@cnrs.fr
Région Grand Est	Lajlah LUTHER	lajlah.luther@region-alsace.eu
HLNUG	Richard HOFFMANN	
HLNUG	Kim HUSSMANN	
HLNUG	Harald RÜCKERT	
HLNUG	Renate SENNER	renate.senner@hlnug.hessen.de
LfU Rheinland-Pfalz	Johanna GEHRKE	Johanna.gehrke@lfu.rlp.de
LfU Rheinland-Pfalz	Stephan SAUER	
LUBW	Jörg HEIMLER	Joerg.Heimler@lubw.bwl.de
LUBW	Matthias KNOP	
LUBW	Marco SCHEURER	
LUBW	Kathrin SCHMIDT	
LUBW	Jasmin SCHOLZE	
LUBW	Romy STEPHAN	
LUBW	Friederike STOCK	
SGD-Süd Rheinland-Pfalz	Harald RULAND	
SGD-Süd Rheinland-Pfalz	Ann-Sophie SEEMANN	ann-sophie.seemann@sgdsued.rlp.de
AUE Basel-Landschaft	Adrian AUCKENTHALER	adrian.auckenthaler@bl.ch
AUE Basel-Landschaft	Stephan RUPPE	
AUE Basel-Stadt	Jan MAZACEK	
AUE Basel-Stadt	Stephan SCHEIDLER	
AUE Basel-Stadt	Paul SVOBODA	paul.svoboda@bs.ch
AUE Basel-Stadt + AUE Basel-Landschaft	Andreas DOPPLER	
Traductrice/Übersetzerin	Marina MAILLERET	
Traductrice/Übersetzerin	Sarah PRIOUZEAU	

« La nappe du Rhin supérieur, un patrimoine à protéger, une surveillance commune »

„Das Grundwasser des Oberrheingrabens - eine Ressource, die geschützt und gemeinsam überwacht werden muss“

Observatoire de la nappe d'Alsace
Site du Biopôle / 28 rue de Herrlisheim 68000 Colmar
Tel : (+33)3 67 82 00 50
www.aprona.net

Interreg
Cofinancé par l'Union Européenne
Kofinanziert von der Europäischen Union
Rhin Supérieur | Oberrhein