

> Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf

Axel Bergmann

acatech MATERIALIEN – NR. 12

Diskussionspapier für die acatech Projektgruppe
„Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel“

Impressum

Autor:

Dr. Axel Bergmann
IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser
Bereichsleiter Wasserressourcen-Management
Moritzstr. 26
D-45476 Mülheim an der Ruhr
E-mail: a.bergmann@iww-online.de

Projekt:

Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel

Empfohlene Zitierweise:

Axel Bergmann: Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf, acatech Materialien Nr. 12, München 2011.

Geschäftsstelle
Residenz München
Hofgartenstraße 2
80539 München

acatech Hauptstadtbüro
Unter den Linden 14
10117 Berlin

T +49(0)89/5203090
F +49(0)89/5203099

T +49(0)30/206309610
F +49(0)30/206309611

E-Mail: info@acatech.de
Internet: www.acatech.de

ISSN: 2191-8481/ISBN: 978-3-942044-26-4

© acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften 2011

Redaktion: Ulrike v. Schlippenbach, Monika Damm

Layout-Konzeption: acatech

Konvertierung und Satz: Fraunhofer-Institut für Intelligente Analyse- und Informationssysteme IAIS, Sankt Augustin

Druck: Laserline, Berlin

INHALT

1. ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN	5
1.1. Problemstellung	5
1.2. Belastungssituation	5
1.3. Strategien zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität	5
1.4. Bewertungsmöglichkeiten der Umweltbefunde	7
1.5. Möglichkeiten zur Früherkennung von „Emerging Pollutants“ und Priorisierung von Arzneistoffen	8
1.6. Fazit	9
2. EINLEITUNG	10
3. NEUE GEWÄSSERRELEVANTE ORGANISCHE SPURENSTOFFE	12
3.1. Pharmazeutika	12
3.1.1. Humanarzneistoffe	12
3.1.2. Röntgenkontrastmittel	13
3.1.3. Zytostatika	15
3.1.4. Hormone	15
3.2. Industriechemikalien	16
3.2.1. Komplexbildner	16
3.2.2. Flammschutzmittel	17
3.2.3. Perfluortenside	17
3.2.4. Sulfonate	18
3.2.5. Korrosionsinhibitoren	18
3.3. Duftstoffe, Desinfektions- und Körperpflegemittel	18
3.4. Endokrin wirksame Stoffe	18
3.5. Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel	19
3.6. Sonstige	19
4. EINTRAGSPFADE	20
5. BEWERTUNG DER KONZENTRATIONEN VON ORGANISCHEN SPURENSTOFFEN	22
5.1. Regulatorischer Hintergrund	22
5.2. Konzept des gesundheitlichen Orientierungswertes	23
6. BELASTUNGSSITUATION	26
6.1. Oberflächengewässer am Beispiel von Rhein und Ruhr	26
6.1.1. Industriechemikalien Rhein	27
6.1.2. Arzneistoffe	29
6.1.3. Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel	31
6.1.4. Endokrin wirksame Verbindungen	32
6.1.5. Trends	32
6.2. Trinkwasser	35

7. KONZENTRATIONEN UND WIRKUNGEN VON ARZNEISTOFFEN IN DER UMWELT: ERGEBNISSE EINES GUTACHTENS IM AUFTRAG DES UMWELTBUNDESAMTES	37
7.1. Einleitung und Hintergrund	37
7.2. Verbrauchsmengen von Humanarzneistoffen	37
7.3. Umweltkonzentrationen von Arzneistoffen	39
7.4. Umweltwirkungen von Arzneistoffen	41
7.4.1. Wirkungsanalyse	43
7.4.2. Berechnung der PNEC-Werte	43
7.4.3. Berechnung der MEC/PNEC-Verhältnisse	44
7.5. Priorisierung	46
7.6. Vorschläge für eine zukünftige Monitoring-Strategie	50
7.6.1. Monitoringstrategie für Oberflächengewässer	50
7.6.2. Monitoringstrategie für Grundwasser und daraus gewonnenem Trinkwasser	51
8. STRATEGIEN	53
8.1. Darstellung des Ist-Zustandes	54
8.1.1. Belastung der gereinigten kommunalen Abwässer mit organischen Spurenstoffen	54
8.1.2. Belastung der Ruhr und ihrer Nebengewässer mit organischen Spurenstoffen	54
8.2. Wasserwerks- und Trinkwasserrelevanz der organischen Spurenstoffe	56
8.2.1. Verhalten bei der Grundwasseranreicherung und Uferfiltration	56
8.2.2. Belastung des Trinkwassers mit organischen Spurenstoffen	58
8.3. Verminderung der Oberflächenwasserbelastung durch zusätzliche Behandlungstufen auf kommunalen Kläranlagen	59
8.4. Weitere Ansätze zur Reduzierung der Stoffeinträge in Oberflächengewässer	62
8.4.1. Vermeidung an der Quelle	62
8.4.2. Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung	63
8.5. Fazit	63
9. NUTZUNG VERFÜGBARER PRIORISIERUNGSLGORITHMEN ZUR FRÜHERKENNUNG VON POTENZIELL WASSERRELEVANTEN KONTAMINANTEN	65
9.1. Einleitung	65
9.2. EUSES-Ansatz	67
9.3. Priorisierungsansatz in der EAWAG	67
9.4. OSPAR	68
9.5. Priorisierungsbeispiele	69
9.5.1. Priorisierungsbeispiel anhand des EUSES look-up-table	69
9.5.2. Priorisierungsbeispiel anhand des EAWAG-Algorithmus	70
9.5.3. Bewertung der Priorisierungsbeispiele	70
9.6. Weitere Vorgehensweise	71
9.7. Schließung von Datenlücken	73
10. FRÜHERKENNUNG TRINKWASSERRELEVANTER CHEMIKALIEN AUF DER GRUNDLAGE VON REACH-DATEN	74
10.1. Vorgehensweise	74
10.2. Anwendung auf nachgewiesene Spurenstoffe im Trinkwasser	75
10.3. Zusammenfassende Bewertung	76
11. LITERATUR	77

1. ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN

1.1. PROBLEMSTELLUNG

Die Entwicklung, Produktion und Verwendung neuer chemischer Stoffe sowie Fortschritte in der chemischen Analytik führen zum Vorkommen und Nachweis von immer mehr „neuen“ Stoffen in immer niedrigeren Konzentrationen in der aquatischen Umwelt. Die vollständige Abwesenheit von chemischen Mikroverunreinigungen in Gewässern und insbesondere im Trinkwasser ist in einer von Besiedlung, Industrie und Landwirtschaft stark geprägten Gesellschaft zwar nicht vermeidbar, aber soweit als möglich anzustreben. Das bloße Vorhandensein eines Stoffes ist aber nicht schon ein Beleg für seine Gefährlichkeit. Es ist die Konzentration des einzelnen Stoffes oder die Summe aller Stoffe im Trinkwasser und die mit dem Trinkwasser aufgenommene Dosis, die darüber entscheidet, ob der Genuss des Wassers negative Folgewirkungen haben kann oder nicht.

Sehr häufig jedoch erfolgt die endgültige Bewertung der Relevanz vieler solcher Stoffe für die Umwelt (Ökotoxikologie) und für die Gesundheit des Menschen (Humantoxikologie) und ihre Regulierung erst nach dem Nachweis der Stoffe in der Umwelt. Da in diesem Fall der Nachweis der abschließenden Bewertung der Wirkung auf Umwelt und Mensch vorausgeht, entsteht zunächst eine Verunsicherung bei den Bürgerinnen und Bürgern. Dieser Besorgnis kann nur durch im Vorfeld festgelegte differenzierte Handlungsanweisungen wirksam entgegengetreten werden.

1.2. BELASTUNGSSITUATION

Exemplarisch für die Belastungssituation mit **organischen Spurenstoffen** anthropogen geprägter **Oberflächengewässer** in Deutschland mit organischen Spurenstoffen wurde die Wasserbeschaffenheit der Flüsse Rhein und Ruhr betrachtet. Für die meisten organischen Wasserinhaltsstoffe (Industriechemikalien, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, endokrin wirksame Verbindungen und **die** Mehrzahl der Arzneistoffe) ist eine Abnahme der ermittelten Konzentrationen festzustellen. Ansteigende Konzentrationen wurden lediglich für einige Röntgenkontrastmittel und Betablocker beobachtet. **Da die Entwicklung der Stofffrachten von Arzneistoffen in anthropogen überprägten Oberflächengewässern sehr gut mit den Verbrauchsmengen in Deutschland korreliert, sollten die Daten zu den Verschreibungs- und Verbrauchsmengen von Arzneistoffen in Deutschland öffentlich zugänglich sein und**

so eine Prognose des Auftretens neuer Arzneistoffe sowie die Entwicklung von auf dem Markt befindlichen Wirkstoffen in Oberflächengewässern ermöglicht werden. Immer häufiger gelingt der Nachweis „neuer“ Substanzen, wie die Befunde von Korrosionsinhibitoren, PBSM-Metaboliten oder saisonal verabreichten Arzneistoffen (z. B. Oseltamivir und Abbauprodukte) zeigen. **Diese neuen Substanzen rechtzeitig zu erkennen, muss eine zentrale, gemeinschaftliche Aufgabe von Behörden, Industrie- und Gewerbeunternehmen, abwasserbeseitigungspflichtigen Wasserverbänden, Wasserversorgungsunternehmen und Forschungsinstituten sein.**

Verglichen mit der großen Zahl an Daten über die Belastung von Oberflächengewässern sind relativ wenige Daten über **Trinkwasserkontaminationen** publiziert. Auf der Ebene der Bundesländer existieren zum Teil Berichte oder Datenzusammenstellungen zur Trinkwasserqualität, die in der Regel auf den im Rahmen der Qualitätskontrolle der Wasserwerke durchgeführten Untersuchungen basieren. Hierbei sind der Parameterumfang und die Häufigkeit der Untersuchungen durch die Vorgaben der Trinkwasserverordnung festgelegt. Diese beinhaltet allerdings nur relativ wenige organische Spurenstoffe und auch für diese werden einzelne Positivbefunde zwar benannt, aber nicht mit Messwerten belegt. Andere Stoffgruppen, von denen bekannt ist, dass sie im Trinkwasser auftauchen können (zum Beispiel Arzneimittel), werden bei größeren Versorgern untersucht, Daten dazu aber in der Regel nicht veröffentlicht. In wenigen Publikationen wurden als wesentliche Stoffgruppen Arzneimittel (einschließlich deren Metabolite, Antibiotika, Hormone und Röntgenkontrastmittel), Komplexbildner, Flammschutzmittel, PBSM und deren Metabolite und Lösemittel identifiziert. Die restlichen Stoffgruppen umfassen Personal Care Products (einschl. Duftstoffe), Weichmacher, die Abbauprodukte von Detergentien, Perfluortenside und Benzinadditive. Eine gewisse Sonderstellung nehmen die in Trinkwasser detektierten Nitrosamine ein, die bei der Chlorung und Ozonung aus organischen Stickstoffverbindungen oder auch bei einer Reihe von technischen Prozessen aus Amininen gebildet werden.

1.3. STRATEGIEN ZUR VERBESSERUNG DER GEWÄSSER- UND TRINKWASSERQUALITÄT

Aufbauend auf den bislang durchgeführten Aktionen und Maßnahmen und vor dem Hintergrund der in den letzten Jahren geführten und zukünftig zu erwartenden Diskussionen zu

organischen Spurenstoffen in Gewässern und im Trinkwasser müssen umfassende und nachhaltige Strategien zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität entwickelt und angewendet werden. Im Sinne eines Multi-Barrier-Systems müssen deshalb vorrangig Maßnahmen an der Quelle, aber auch bei der Abwasserbehandlung und Trinkwasseraufbereitung geprüft und ggf. eingeleitet werden, vorhandene Monitoring- und Überwachungssysteme verzahnt, erweitert und optimiert und durch vernetzte Kommunikationsstrukturen der Wissensaustausch und die Information verbessert werden. Mit der Entwicklung dieser Handlungsstrategien soll nicht nur auf künftig eintretende Belastungen reagiert werden, sondern es sollten Konzepte entwickelt werden, mit denen auf wissenschaftlicher Basis umfassende Instrumente zur Risikoregulierung von Spurenstoffen geschaffen werden, um gleichzeitig vorsorgend (Früherkennung von Stoffen) und im Bedarfsfall (Nachweis in der aquatischen Umwelt) schnellstmöglich handlungsfähig zu sein. Insgesamt ist der Umgang mit Spurenstoffen eine gesamtgesellschaftliche Herausforderung, die aber im Rahmen einer ganzheitlichen und vernetzten Optimierung des wasserwirtschaftlichen Kreislaufs bewältigt werden kann.

Notwendigkeit der Reduktion des Stoffeintrages an der Quelle: Es ist unstrittig, dass zur langfristigen Sicherung einer qualitativ hochwertigen Trinkwasserversorgung grundsätzlich Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge trinkwasserrelevanter organischer Spurenstoffe besteht. Für die Mehrzahl der in die Oberflächengewässer in z. T. sehr hohen Konzentrationen nachgewiesenen Industriechemikalien ist davon auszugehen, dass ein Rückhalt der im Produktionsprozess eingesetzten oder dort entstehenden organischen Verbindungen unmittelbar am Einsatz- oder Entstehungsort, also im Gewerbe- und Industriebetrieb, kostengünstiger und effektiver ist als nach Vermischung und hoher Verdünnung mit dem übrigen Abwasser. Denn nur hier sind gezielt auf den spezifischen Stoff ausgerichtete Verfahrenstechniken anwendbar, die für einen großen Volumenstrom nach Vermischung nicht einsetzbar wären. **Allerdings sind die Kenntnisse über die von den Industrie- und Gewerbebetrieben eingesetzten (wasserrelevanten) Stoffe und über die in die Gewässer gelangenden Stofffrachten sowohl beim Betreiber als auch bei den Behörden äußerst mangelhaft. So ist es in der Regel nicht möglich, mit den in den Datenbanken der Kommunen und Länder vorhandenen Daten die Emissionen qualitativ und quantitativ zu ermitteln, um so Hinweise auf das zu erwartende Stoffspektrum und die zu erwartenden Stoffkonzentrationen z. B. im Oberflächengewässer zu erlangen.** So

ist es derzeit für kein Oberflächengewässer möglich, rechtzeitig trinkwasserrelevante Schadstoffe und Belastungsschwerpunkte zu identifizieren und zu quantifizieren und die Schadstoffeinträge - im Sinne einer unter ökotoxikologischen und humantoxikologischen Aspekten nachhaltigen Ressourcennutzung - gezielt und nachhaltig zu reduzieren.

Notwendigkeit der Reduktion des Stoffeintrages in Krankenhäusern und Pflegeheimen: Humanpharmaka werden insbesondere vor dem Hintergrund des demographischen Wandels, der steigenden individuellen Lebenserwartung und des damit verknüpften steigenden Arzneimittelkonsums in Zukunft in größerer Anzahl und Menge über die kommunalen Abwasserwege in die Umwelt eingebracht. **Es sind daher breit gefächerte Bestrebungen unerlässlich, den Eintrag von Pharmaka in das Abwasser zu minimieren, wozu auch Strategien zur Verminderung des Austrags dieser Stoffe aus Indirekteinleiter-Punktquellen, wie z. B. Krankenhäuser und Pflegeheime, zählen.** Die Behandlung von Krankenhausabwässern würde den Eintrag von denjenigen Arzneistoffen in die Gewässer deutlich reduzieren, die speziell in Krankenhäusern verabreicht werden (z. B. Zytostatika und Antibiotika). Die Möglichkeiten zur Realisierung von dezentralen Behandlungsanlagen für Krankenhausabwässer sind jedoch stark von der jeweiligen räumlichen Situation abhängig und werden besonders bei Krankenhäusern in städtischen Ballungsräumen voraussichtlich nur schwer umzusetzen sein. Anreize zur Einsparung von Kosten durch eine deutliche Reduzierung der Abwassergebühren für die Einleitung behandelter Abwässer wären bei der Umsetzung sicher hilfreich, um zusätzliche finanzielle Aufwendungen der Krankenhäuser auszugleichen und die Akzeptanz bei den Krankenhäusern zu erhöhen. Um detaillierte Aussagen über Möglichkeiten der dezentralen Abwasserbehandlung bei Krankenhäusern zu treffen, wären die Identifikation von Krankenhäusern und die Ermittlung der Einsatzmengen krankenhausspezifischer Wirkstoffe sowie eine grundsätzliche Prüfung der Realisierbarkeit einer dezentralen Abwasserbehandlung bei den identifizierten Krankenhäusern erforderlich.

Notwendigkeit der Reduktion des Stoffeintrages durch Kläranlagen: Aufgrund exemplarischer Untersuchungen der Abläufe der kommunalen Kläranlagen und der Oberflächengewässer ist das Eintragspotenzial von kommunalen Kläranlagen hinsichtlich einer Vielzahl von organischen Spurenstoffen ausreichend bekannt. Die Untersuchungen fokussierten aber auf der Charakterisierung des Eintrags von gefährlichen Stoffen in

die Kläranlage und des Eliminationsverhaltens der Stoffe in der Kläranlage sowie auf einer Charakterisierung der stofflichen und quantitativen Leistungsfähigkeit mechanisch-biologischer Kläranlagen. **Eine systematische und kontinuierliche Überwachung der Ablaufwerte bezüglich der gewässerrelevanten organischen Spurenstoffe durch den abwasserbeseitigungspflichtigen Verband erfolgt aufgrund der kostenintensiven Analytik und fehlender regulatorischer Vorgaben bisher nicht. Kenntnisse über die von den kommunalen Kläranlagen ausgehenden Schadstofffrachten und deren Bedeutung für die Stoffbelastung des Vorfluters liegen deshalb in der Regel nicht vor.** Untersuchungen mit weitergehenden Technologien bei der Behandlung von kommunalen Abwässern zur Eliminierbarkeit von organischen Spurenstoffen bestätigten das Potenzial der Ozonung, eventuell verbunden mit einer nachgeschalteten Aktivkohlefiltration. Sicherlich ist eine flächendeckende Ausstattung der kommunalen Kläranlagen mit einer „4. Reinigungsstufe“ kurzfristig nicht darstellbar. **Jedoch sollten Kläranlagenabläufe mit hohen und/oder charakteristischen Stoffemissionen (z. B. hohe Krankenhausdichte, hohe industrielle Nutzung im Einzugsgebiet, hohe Einwohnergleichwerte) in sensible und/oder für die Trinkwasserversorgung genutzte Gewässer gezielt mit zusätzlichen Aufbereitungsverfahren behandelt werden, wobei die Auswahl der zusätzlichen Aufbereitungstechnik auf Grundlage der stoffspezifischen Zusammensetzung der Abwässer erfolgen. Öko- und humantoxikologische Bewertungen der insbesondere mit oxidativen Verfahren behandelten Abwässer sind notwendig.**

Einsatz von Bilanzierungsmodellen: Bei Vorliegen belastbarer Eingangsdaten zu den eingeleiteten Stofffrachten ins Abwasser (Indirekteinleiter) und in die Oberflächengewässer (Direkteinleiter und kommunale Kläranlagen) sind mit Hilfe einfacher Bilanzierungsmodelle für die Einzugsgebiete von Oberflächengewässern Prognosen möglich, welche Auswirkungen zusätzliche technische Maßnahmen an der Quelle und in Kläranlagen auf die Wasserqualität des Gewässers haben. **Eine wesentliche Grundvoraussetzung für eine seriöse Entwicklung und Anwendung derartiger Modelle ist jedoch ein systematisches Monitoring der relevanten Stoffemissionen durch die Betriebe (Direkt- und Indirekteinleiter) und durch die abwasserbeseitigungspflichtigen Wasserverbände. Die diesbezüglichen regulatorischen Vorgaben sind derzeit defizitär.**

Notwendigkeit weiterer Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung: Auch wenn die Vermeidung oder weitgehende

Verminderung der Emissionen an den Punktquellen Vorrang hat und umgesetzt wird, ist eine „Null-Emission“ von organischen Spurenstoffen in die aquatische Umwelt nicht zu erwarten. Aus Gründen des vorsorgenden Gesundheits- und Verbraucherschutzes und des Multi-Barriere-Ansatzes sollten neben den geplanten Maßnahmen an der Quelle (Industrie, Gewerbe, Landwirtschaft) und bei der Abwasserbehandlung als weitere Barriere auch Maßnahmen im Rahmen der Trinkwasseraufbereitung ergriffen werden. Natürliche und naturnahe Aufbereitungsverfahren (künstliche Grundwasseranreicherung, Uferfiltration) reichen zur Elimination von bestimmten organischen Spurenstoffen oftmals nicht aus. **Somit sollte ein Mindeststandard der Trinkwasseraufbereitung definiert werden, der insbesondere auf die Entfernung organischer Spurenstoffe ausgerichtet ist.** Dieser Mindeststandard könnte nach den oben genannten natürlichen Aufbereitungsverfahren insbesondere auch eine Kombination weitergehender technischer Verfahren beinhalten. Dazu zählen Oxidationsverfahren (beispielsweise mit (Ozon) sowie Adsorptions- und Filtrationsverfahren (mit Aktivkohle). Als Alternative zu den genannten Aufbereitungsverfahren bieten sich Membranverfahren wie die Nanofiltration und die Niederdruck-Umkehrosmose an. Insbesondere beim Einsatz von Oxidationsverfahren ist auch auf die indirekte Wirkung bzw. Erzeugung von möglicherweise toxischen Umsetzungsprodukten zu achten, so dass eine Nachbehandlung derartig aufbereiteter Wässer erforderlich werden kann.

1.4. BEWERTUNGSMÖGLICHKEITEN DER UMWELTBEFUNDE

Auf Grund des Standes des Wissens kann davon ausgegangen werden, dass alle Stoffe, die der Mensch oder die Natur produzieren und verwenden, über Luft und Wasser verteilt werden und daher auch in den Wasserkreislauf gelangen. Ein wesentlicher Aspekt bei der Vorsorge zum Schutz des Trinkwassers ist die humantoxikologische Bewertung chemischer Stoffe in Gewässern, Roh- und Trinkwasser. Aufgrund der enormen Anzahl chemischer Stoffe können prinzipiell nicht für alle in der aquatischen Umwelt vorkommenden chemischen Stoffe die für eine Bewertung notwendigen Daten und Informationen vorliegen. Die Werte für zulässige Konzentrationen dürfen sich jedoch nicht nur an einer nachweisbaren humantoxikologischen Wirkung orientieren, sondern müssen auch das Vorsorgeprinzip berücksichtigen, das dem hohen Sicherheitsanspruch der Konsumenten an Trinkwasser so weit wie möglich entgegen kommt. In

der Trinkwasserverordnung 2001 sind für bestimmte chemische Stoffe im Trinkwasser Grenzwerte festgelegt. Aber auch darüber hinaus besteht der gesellschaftliche Anspruch zur Begrenzung solcher Stoffe, für die keine Grenzwerte festgelegt sind und die potenziell nicht über die Trinkwasseraufbereitung wirkungsvoll entfernt werden können.

Zur Risikoeinschätzung von neuen Stoffen wird der vom Umweltbundesamt 2003 eingeführte gesundheitliche Orientierungswert (GOW) gewählt. Dieser Begriff steht für einen gesundheitlichen Vorsorgewert für humantoxikologisch nur teil- oder nicht bewertbare trinkwassergängige Stoffe. Die Überschreitung eines GOW für einen Stoff im Rohwasser stellt nur dann ein relevantes Problem für die Trinkwasserversorgung dar, wenn das Oberflächenwasser direkt zu Trinkwasser aufbereitet wird und die Aufbereitungstechnik für diesen Stoff keine ausreichende Eliminationswirkung besitzt. **Aus Vorsorgeüberlegungen sollte für den wasserwirtschaftlichen Vollzug der Anspruch abgeleitet, bereits in den für die Trinkwasserversorgung genutzten Oberflächengewässern grundsätzlich die Einhaltung der GOW anzustreben, um langfristig eine sichere Trinkwassergewinnung mit Hilfe natürlicher und naturnaher Aufbereitungsverfahren gewährleisten zu können.**

1.5. MÖGLICHKEITEN ZUR FRÜHERKENNUNG VON „EMERGING POLLUTANTS“ UND PRIORISIERUNG VON ARZNEISTOFFEN

Die größten Defizite derzeit bestehen aber in den begrenzten Möglichkeiten einer Früherkennung neuer, wasserrelevanter Verbindungen und in einer sinnvollen Einordnung der Relevanz solcher Befunde für Ökosysteme und den Menschen und daraus abzuleitenden Konsequenzen.

Um einzelne Substanzen aus der Gesamtheit der Chemikalien zu identifizieren, die ein Risiko für den Menschen oder die Umwelt darstellen (können), bedarf es eines Verfahrens, das Chemikalien hinsichtlich ihres Gefährdungspotenzials selektiert bzw. zu priorisiert, da eine Einzelüberprüfung aller Chemikalien jeglichen Rahmen der Umsetzbarkeit sprengen würde. Es gibt bereits verschiedene Ansätze für derartige Bewertungsalgorithmen, die jedoch zumeist kompartimentbezogen sind und nicht das von einer Substanz ausgehende Risiko für die gesamte Umwelt und den Menschen abschätzen. In der wissenschaftlichen Literatur existieren zahlreiche Vorgehensweisen zur Priorisierung

von Stoffen, jedoch ist praktikable Anwendung derzeit nicht möglich. Häufig fehlen in vielen (Stoff-)Datenbanken wesentliche Detailinformationen zu den hier erfassten Stoffen (z. B. physiko-chemische Parameter, Toxizitätsdaten, Produktionsmengen, Nutzungscharakteristika etc.), entweder weil die jeweilige Datenbank die betreffenden Parameter grundsätzlich nicht erfasst oder zu einer Vielzahl von Einzelstoffen die entsprechenden Informationen fehlen oder die Informationen vertraulich behandelt werden und der Öffentlichkeit nicht zugänglich gemacht werden. In anderen Datenbanken ist wiederum ein Großteil der für eine weitere Stoffpriorisierung benötigten Informationen enthalten, jedoch nicht in einer Form, die für die Abfrage z. B. ganzer Chemikaliengruppen in Abhängigkeit einzelner oder mehrerer Parameter geeignet wäre.

Ein viel versprechender Ansatz zur Früherkennung von potenziell wasserrelevanten Kontaminanten wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes untersucht. In dem Untersuchungsvorhaben wurde ein Instrument entwickelt, welches mit Hilfe von Kriterien diejenigen aus der großen Zahl der unter REACH registrierungspflichtigen Stoffe identifiziert, von denen potenziell eine Gefahr für das Trinkwasser ausgeht. Demnach sind die Kriterien Wasserlöslichkeit, Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient und biologische Abbaubarkeit für die Bewertung der Trinkwasserrelevanz von besonderer Bedeutung. Die Bewertungskriterien wurden so miteinander verknüpft, dass sie für eine vorausschauende Einordnung einer möglichen Trinkwasserrelevanz genutzt werden können. Das vorgeschlagene Priorisierungsmodell erwies sich grundsätzlich als geeignet für die Abschätzung der Trinkwasserrelevanz von Stoffen, vorausgesetzt, die dafür erforderlichen Daten sind vorhanden. Dies ist für die unter REACH registrierten Stoffe in der Regel der Fall, wenn eine Expositionsanalyse vorliegt bzw. bei einer hinreichend großen Verbrauchsmenge entsprechende Stoffmerkmale erhoben werden, so dass es für diese Substanzen Erfolg versprechend eingesetzt werden kann.

Von besonderer Bedeutung für das rechtzeitige Erkennen von Arzneistoffen in der Umwelt und für die Anpassung von bestehenden Monitoringprogrammen ist die Kenntnis des Markteintritts neuer Stoffe und der Ersatz oder die Anwendungsreduzierung älterer Wirkstoffe. **Angaben zur zeitlichen Entwicklung der Herstellungs- und Verbrauchsmengen von Arzneimitteln müssen vom Hersteller oder von den verantwortlichen Institutionen zeitnah veröffentlicht werden, um neue, potenziell wasserrelevante Wirkstoffe zu identifizieren. Kurzfristige Steigerungen der Verbrauchsmengen (z. B. der im Hinblick auf**

die Schweinegrippe-Pandemie kurzfristig in großen Mengen hergestellten virostatistischen Wirkstoff Oseltamivir (Tamiflu®)), aber auch mittelfristige (z. B. beobachtete Zunahme des Gebrauchs von Psychopharmaka) und langfristige (z. B. Zunahme des Arzneimittelverbrauchs in einer älter werdenden Gesellschaft) Trends müssen zeitnah den Wasserbehörden und den Wasserversorgungsunternehmen zur Verfügung gestellt werden. Nur so können bestehende Monitoringprogramme für Oberflächengewässer sowie für das Roh- und Trinkwasser zeitnah und zielgerichtet modifiziert werden. Eine besondere Aufmerksamkeit sollte auf „neue“ Wirkstoffe gelegt werden, für die derzeit noch keine Daten für eine zuverlässige Gefährdungsabschätzung vorliegen, deren zum Teil drastische Zunahme der Verbrauchsmengen aber ein hohes Gefährdungspotenzial erwarten lassen. Eine von IWW vorgenommene Priorisierung von Arzneistoffen auf der Grundlage von Daten und Informationen zum ökotoxikologischen Wirkpotenzial, zum Vorkommen in der aquatischen Umwelt (Oberflächengewässer, Grund- und Trinkwasser) sowie zu den Verbrauchsmengen und deren Entwicklung im Zeitraum 2002 bis 2009 ergab eine Liste mit 41 Wirkstoffen mit hoher und mittlerer Priorität. 56 Wirkstoffe sollten verstärkt beobachtet werden, weil die Verbrauchsmengen stark zunehmen und/oder verlässliche Daten zu Umwelt- und Wirkkonzentration fehlen.

1.6. FAZIT

Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt und das Hinzukommen neuer Stoffe sind ein weltweites Problem, das insbesondere in den Gebieten anzugehen ist, wo oberflächenwasserbeeinflusstes Rohwasser zur Trinkwasserproduktion genutzt wird. Insgesamt zeigt sich, dass der Umgang mit Spurenstoffen eine gesamtgesellschaftliche Herausforderung ist, die aber im Rahmen einer ganzheitlichen und vernetzten Optimierung des wasserwirtschaftlichen Kreislaufs bewältigt werden kann.

Der Rat der Sachverständigen für Umweltfragen geht von 20 Millionen organischen chemischen Verbindungen aus, von denen bis zu 5.000 Substanzen als potenziell umweltrelevant einzustufen sind. Der Eintrag von organischen Spurenstoffen in die Umwelt stellt eine besondere Herausforderung für den Gewässerschutz und die Trinkwasserversorgung dar. Bedingt durch die erheblichen Fortschritte der instrumentellen Analytik in den letzten Jahren werden immer wieder neue Stoffe in immer niedrigeren Konzentrationen bei der Überwachung der

Gewässer entdeckt und oft ohne die notwendige Bewertung in den Medien gleich als Problem diskutiert. Die Problematik wird auch in Zukunft weiter bestehen, solange keine umfassenden Kataster zur Emission von organischen Stoffen in aquatische Systeme existieren und die stoffliche Bewertung oft erst nach bekannt werden von Befunden erfolgt oder aus Mangel an Daten nicht verlässlich ist. Speziell bei der Chemikalienzulassung sollte in Zukunft das Verhalten von Stoffen im Wasserhaushalt einschließlich der Trinkwasserrelevanz eine wichtigere Rolle spielen.

Vor allem in Fließgewässern sind in den letzten Jahren eine Vielzahl „neuer“, oft polarer Stoffe nachgewiesen worden. In internationalen und nationalen Regelungen wie der Wasserrahmenrichtlinie und der Trinkwasser- und Oberflächengewässerverordnung findet man viele der gewässerrelevanten organischen Verbindungen dennoch bisher nicht oder nur in Ausnahmefällen. In der Abwasserreinigung haben diese organischen Spurenstoffe lange Zeit keine große Rolle gespielt. Neben der wirtschaftlichen Effizienz verschiedener Abwasseraufbereitungstechniken ist dies eine Kernfrage in der zukünftigen Integration solcher Techniken in die weitergehende Abwasserreinigung und bedarf nicht nur einer Identifizierung relevanter Stoffe, sondern vor allem auch neuer Ansätze der Abwasserbewertung auf Basis öko- und humantoxikologischer Daten. Generell muss man sich zukünftig mehr hin zu einer Eliminierung problematischer Spurenstoffe möglichst nah an der Quelle und weg von einer ausschließlichen Mischwasserbehandlung bewegen. Im Trinkwasserbereich hat sich über die letzten Jahrzehnte das Multibarrieren-Konzept auch für eine ausreichende Eliminierung vieler organischer Spurenstoffe bewährt. Generell ist mit Hilfe der Bestrebungen zur weitergehenden Abwasserreinigung eine Rohwasserqualität anzustreben, die den Einsatz naturnaher Aufbereitungsverfahren erlauben.

Größte Defizite bestehen derzeit in den begrenzten Möglichkeiten einer Früherkennung neuer, wasserrelevanter Verbindungen und in einer sinnvollen Einordnung der Relevanz solcher Befunde für Ökosysteme und den Menschen und daraus abzuleitenden Konsequenzen.

2. EINLEITUNG

Der Rat der Sachverständigen für Umweltfragen geht von 20 Millionen organischen chemischen Verbindungen aus, von denen bis zu 5.000 Substanzen als potenziell umweltrelevant einzustufen sind (SRU 2004). Besonderes Augenmerk gilt denjenigen Spurenstoffen, die bereits bei niedrigsten Konzentrationen negative Auswirkungen auf den Menschen oder die (belebte) Umwelt haben. Die Wirkung muss aber nicht nur toxikologisch bzw. hygienisch begründet sein, sondern kann auch die Verletzung des ästhetischen Empfindens des Trinkwasserverbrauchers bedeuten.

Der Eintrag von organischen Spurenstoffen stellt eine besondere Herausforderung für den Gewässerschutz und die Trinkwasserversorgung dar. Bedingt durch die erheblichen Fortschritte der instrumentellen Analytik in den letzten Jahren werden immer wieder neue Stoffe in immer niedrigeren Konzentrationen bei der Überwachung der Gewässer entdeckt und oft ohne die notwendige Bewertung in den Medien gleich als Problem diskutiert. Erinnert sei hier exemplarisch an perfluorierte Tenside (PFT), 2,4,8,10-Tetraoxaspiro[5.5]undecan (TOSU), Tetrahydrothiophen-1,1-dioxid (Sulfolan) und 2,4,7,9-Tetramethyl-5-decyn-4,7-diol (TMDD) in Fließgewässern, insbesondere der Ruhr oder N,N-Dimethylsulfamid (DMS) und andere Pestizidabbauprodukte im Grundwasser.

Oft geht der Blick dafür verloren, wie viel im Gewässerschutz seit den 1970er Jahren getan und in der Rohwasserqualität erreicht wurde. Die oft kritisierte „Stoff des Monats“-Mentalität mit erheblichem, aber kurzfristigen Medieninteresse wird aber in Zukunft weiter bestehen, solange keine umfassenden Kataster zur Emission von organischen Stoffen in aquatische Systeme existieren und die stoffliche Bewertung oft erst nach bekannt werden von Befunden erfolgt oder aus Mangel an Daten nicht verlässlich ist. Speziell bei der Chemikalienzulassung sollte in Zukunft das Verhalten von Stoffen im Wasserhaushalt einschließlich der Trinkwasserrelevanz eine wichtigere Rolle spielen (Mehlhorn et al. 2009). Vor allem in Fließgewässern sind in den letzten Jahren eine Vielzahl „neuer“ Stoffe nachgewiesen worden. Eine Literaturschau des IWW zu Arzneistoffen in der aquatischen Umwelt hatte den Nachweis von 56 Human- und elf Veterinärarzneistoffen zum Ergebnis (IWW 2007). Oft sind dies polare Substanzen, die schon lange in Gewässern vorkommen, aber erst in den letzten Jahren in den üblicherweise vorkommenden niedrigen Konzentrationen im Mikro- bis Nanogramm pro Liter-Bereich analytisch bestimmbar wurden, meist mittels HPLC-MS-Methoden. Im englischen Sprachgebrauch

werden solche Stoffe als „emerging contaminants“ bezeichnet, obwohl sie oft bereits seit Jahren dieser Kategorie angehören und mitnichten „neu“ in der wissenschaftlichen Diskussion sind. Einen guten Überblick zu solchen Stoffen in der internationalen Diskussion gibt Richardson (2007). In internationalen und nationalen Regelungen wie der Wasserrahmenrichtlinie oder der Trinkwasserverordnung findet man sie dennoch bisher nicht oder nur in Ausnahmefällen. Die Diskussion um die Vor- und Nachteile einer Ausweitung von Stofflisten ist dabei fast so alt wie die Regulierungen selbst. Fazit bleibt: Die analytische Forschung wird weitergehen, wird neue Stoffe finden, wird in noch niedrigere Konzentrationsbereiche vorstoßen. Das Auffinden von Stoffspuren bedeutet aber nicht per se eine Verschlechterung des Gewässerzustands. Die größten Defizite derzeit bestehen aber in den begrenzten Möglichkeiten einer Früherkennung neuer, wasserrelevanter Verbindungen und in einer sinnvollen Einordnung der Relevanz solcher Befunde für Ökosysteme und den Menschen und daraus abzuleitenden Konsequenzen.

In der Abwasserreinigung haben organische Spurenstoffe lange Zeit keine große Rolle gespielt. Der Fokus lag zu Recht auf einer Verbesserung der Eliminierung organischer Gesamtfracht und später von Nährstoffen. Ausgehend von Befunden zu den oben diskutierten „neuen“ Stoffen im Abwasser wurden erst in den letzten Jahren eine Reihe nationaler und europäischer Forschungsprojekte wie POSEIDON (<http://poseidon.bafg.de>), P-THREE (<http://www.fh-fresenius.de/index.367.de.html>), RECLAIM Water (<http://www.reclaim-water.org/>) und NEPTUNE (<http://www.eu-neptune.org/>) durchgeführt, die sich zumindest in Teilen mit der Frage auseinandergesetzt haben, wie organische Spurenstoffe in Kläranlagen eliminiert werden. Die derzeit meist diskutierten Ansätze befassen sich mit Pulveraktivkohlezugabe und Ozonung. Bei letzterer ist wie bei allen Techniken auf Basis von Transformation statt Phasentransfer die mögliche Bildung problematischer Nebenprodukte von großer Bedeutung (von Gunten 2007). Neben der wirtschaftlichen Effizienz verschiedener Aufbereitungstechniken ist dies eine Kernfrage in der zukünftigen Integration solcher Techniken in die weitergehende Abwasserreinigung und bedarf nicht nur einer Identifizierung relevanter Stoffe, sondern vor allem auch neuer Ansätze der Abwasserbewertung auf Basis öko- und humantoxikologischer Daten. Erst kürzlich hat das IWW Zentrum Wasser gemeinsam mit dem ISA der RWTH Aachen im Auftrag des Umweltministeriums NRW die Möglichkeiten zur Senkung der Fracht organischer Spurenstoffe durch zusätzliche Behandlungstufen auf kommunalen Kläranlagen am Beispiel der Ruhr wissenschaftlich unter-

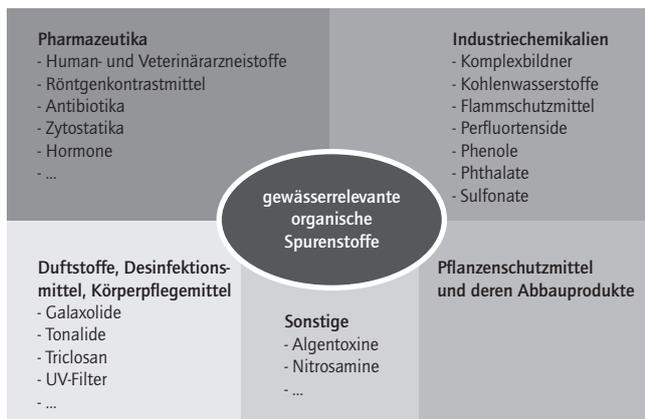
sucht (IWW und ISA 2008). Generell wird man sich zukünftig mehr hin zu einer Eliminierung problematischer Spurenstoffe möglichst nah an der Quelle und weg von einer ausschließlichen Mischwasser-Behandlung bewegen. Im Trinkwasserbereich hat sich über die letzten Jahrzehnte das Multibarrieren-Konzept auch für eine ausreichende Eliminierung vieler organischer Spurenstoffe bewährt. Für die Bewertung der Wasserwerks- und Trinkwasserrelevanz von Stoffen gibt es orientierende Konzepte anhand von Testfiltern, die die mikrobielle Abbaubarkeit und Sorption an Aktivkohle einbeziehen. Generell ist mit Hilfe der

oben skizzierten Bestrebungen zur weitergehenden Abwasserreinigung eine Rohwasserqualität anzustreben, die den Einsatz naturnaher Aufbereitungsverfahren erlauben (IAWD, RIWA-Maas, IAWR 2008). In den letzten Jahren sehr stark zugenommen hat die Bedeutung von Membranverfahren in der Trinkwasseraufbereitung; Haupteinsatzgebiet ist bisher aber nicht die Entfernung organischer Spurenstoffe. Ob sich dies ändert, wird nicht unerheblich von der Frage der Nachbehandlung und Entsorgung der entstehenden Konzentrate abhängen.

3. NEUE GEWÄSSERRELEVANTE ORGANISCHE SPURENSTOFFE

Nach den bereits seit Jahrzehnten in der aquatischen Umwelt untersuchten Industriechemikalien (wie Kohlenwasserstoffe, Phenole, Phthalate etc.) und Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) sind in der jüngsten Vergangenheit zusätzliche Stoffgruppen in den Fokus der Wasserversorgung und der Öffentlichkeit getreten. Hierzu zählen Pharmazeutika, Duftstoffe, Desinfektions- und Körperpflegemittel, Abbauprodukte von PBSM und weitere Verbindungen wie Algentoxine und Nitrosamine (Abbildung 1). Nach DWA (2008) spielen Waschmittelinhaltsstoffe, Nahrungsmittelzusatzstoffe, Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung sowie Futterzusatzstoffe eine weitere Rolle.

Abbildung 1: Gruppen organischer Spurenstoffe von besonderer Relevanz für die aquatische Umwelt



3.1. PHARMAZEUTIKA

Über das Auftreten verschiedener Arzneistoffe in der Umwelt wird in der Literatur seit einigen Jahren zunehmend berichtet. Verschiedene dieser Rückstände – zum Teil polare Abbauprodukte einzelner Wirkstoffe – können inzwischen als umweltrelevante Stoffe mit einem hohen Verbreitungsgrad angesehen werden. Insbesondere die polaren Metaboliten, deren Mobilität im Oberflächenwasser und Grundwasserleiter als hoch eingeschätzt wird, können Wasserversorgungsunternehmen bekanntlich Probleme bereiten, die ihr Trinkwasser aus uferfiltriertem Grundwasser bzw. direkt oder indirekt (Grundwasseranreicherung) aus Oberflächenwasser gewinnen.

3.1.1. HUMANARZNEISTOFFE

In Deutschland waren in den vergangenen Jahren etwa 2.700 Wirkstoffe in der Humanmedizin zugelassen (Huschek und Krenzel 2003). Viele der in großen Mengen verschriebenen Stoffe werden seit Beginn der neunziger Jahre regelmäßig in Abwässern, Oberflächengewässern oder bei Veterinärarzneimitteln, in Wirtschaftsdüngern und Bodenproben nachgewiesen. Einige dieser Stoffe zeichnen sich durch eine außerordentliche Persistenz aus; sie sind mittlerweile als ubiquitär anzusehen. Aber auch Stoffe, die in vergleichsweise geringen Mengen eingesetzt werden, beispielsweise Hormone, machten in den letzten Jahren durch unerwünschte Wirkungen auf Wirbellose und Fische auf sich aufmerksam. Die folgenden Ausführungen geben einen Überblick über die in die Umwelt eingetragene Menge von Arzneiwirkstoffen sowie über die bisher in den Umweltmedien gemessenen Konzentrationen und Gehalte.

Die Verbrauchsmengen der in Deutschland in der Humanmedizin eingesetzten Arzneistoffe wurden erstmals umfassend im Rahmen des Forschungsvorhabens „Mengenermittlung und Systematisierung von Arzneimittelwirkstoffen im Rahmen der Umweltprüfung von Human- und Tierarzneimitteln gemäß § 28 AMG“ erhoben (Huschek und Krenzel 2003). Diese vom Umweltbundesamt veröffentlichten Mengendaten beruhen auf Verkaufszahlen der Firma Intercontinental Marketing Services Health AG (IMS Health AG 2002) und auf Angaben des Wissenschaftlichen Instituts der AOK (WidO) zu den Verschreibungen. Insgesamt wurden danach in Deutschland im Jahr 2001 37.915.499 kg der eingesetzten 2.671 Arzneimittelwirkstoffe verkauft. Im Jahr 2000 betrug die Menge 32.573.595 kg und im Jahr 1999 bei 2.754 Wirkstoffen 28.878.351 kg. Die meistverkauften Wirkstoffgruppen sind nach den Erhebungen die Analgetika (1.836.880 kg), die Antirheumatika (633.125 kg im Jahre 2001), die Antibiotika (496.438 kg im Jahre 2001), die Antiepileptika (204.363 kg im Jahre 2001) und die β -Rezeptorenblocker (160.216 kg im Jahre 2001).

Vorkommen: In die Kläranlagen werden in erster Linie Humanarzneimittel und ihre Metabolite eingetragen; Nachweise von Veterinärarzneimitteln sind selten. Nach der Ausscheidung gelangen die Arzneiwirkstoffe über die Toilette/Abwasserkanalisation in die Kläranlage; außerdem werden schätzungsweise ein Drittel der verkauften Medikamente unbenutzt auf diesem Wege entsorgt (Rönnefahrt et al. 2002). Proben aus dem Abwasser bzw. dem **Kläranlagenzulauf** weisen daher die höchsten Konzentrationen an Arzneistoffen auf. Viele Wirkstoffe wurden

regelmäßig mit Konzentrationen von über 1 µg/l im **Kläranlagenzulauf** nachgewiesen, wenige Stoffe sind in Konzentrationen von deutlich über 10 µg/l vertreten. Im Kläranlagenablauf hingegen sind die Konzentrationen einiger Stoffe deutlich reduziert. Andere Stoffe hingegen werden in Kläranlagen mäßig eliminiert. Hierzu zählen Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol, die mit Konzentrationen über 1 µg/l sowohl im Kläranlagenzu- als auch im -ablauf nachgewiesen werden. Die in den ungeklärten und geklärten Abwässern gemessenen Wirkstoffkonzentrationen geben bereits Hinweise darauf, welche Stoffe als potenziell umweltrelevant zu betrachten sind. Es ist anzunehmen, dass die in der Kläranlage nur in sehr geringem Umfang eliminierten Stoffe in nennenswerten Konzentrationen in die **Oberflächengewässer** gelangen und damit in der Umwelt präsent sind. Über den Kläranlagenablauf gelangen die Arzneistoffe schließlich in die Oberflächengewässer. Die Konzentrationen sind in der Regel um eine Größenordnung niedriger als in den Kläranlagenabläufen. Es gibt jedoch einige Stoffgruppen, wie die Röntgenkontrastmittel, die in ähnlich hoher Konzentration in Oberflächengewässern gefunden werden. In Anlehnung an die Richtlinie der EMEA zur Risikoanalyse von Humanarzneimitteln (EMEA 2005) werden die Human- und Veterinärarzneistoffe als potenziell umweltrelevant eingestuft, die regelmäßig mit Werten über 0,01 µg/l in Oberflächengewässern beobachtet werden. Da der Nachweis eines Stoffes im **Grundwasser** auf eine hohe Persistenz und Mobilität hinweist, werden alle Stoffe, die im Grundwasser beobachtet wurden, als potenziell umweltrelevant eingestuft. Humanarzneimittel gelangen über Oberflächenwasser, Abwasserverrieselung, Leckagen in der Kanalisation oder Deponie-sickerwasser in das Grundwasser. Veterinärarzneimittel können durch die Ausscheidung von Tieren in Weidehaltung und durch die Aufbringung von Wirtschaftsdüngern auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und eine anschließende Auswaschung ins Grundwasser gelangen. Die Konzentrationen lagen in der Regel um eine Größenordnung niedriger als in Oberflächengewässern. Neben den Arzneistoffen verschiedener Wirkstoffgruppen (z. B. Röntgenkontrastmittel, Analgetika, Antiepileptika) wurden in den letzten Jahren die Hormone Estradiol und Ethinylestradiol in Konzentrationen im ng/l-Bereich beobachtet. Da diese Befunde mehrfach erfolgten, ist von einer ständigen Anwesenheit geringster Mengen dieser Substanzen im Grundwasser auszugehen. Wirkstoffe, die bei der Aufbereitung von Grund- oder Oberflächenwasser nicht vollständig entfernt werden, können im **Trinkwasser** auftreten. Dies spricht, ähnlich wie im Grundwasser, für eine hohe Persistenz dieser Stoffe, weshalb alle im Trinkwasser beobachteten Stoffe

als potenziell umweltrelevant klassifiziert werden. In Deutschland wurden in Trinkwasserproben zahlreiche Humanarzneistoffe nachgewiesen (siehe Kapitel 7.3). Ähnlich wie schon in den Grundwasserproben sind die Konzentrationen meist um eine oder zwei Größenordnungen niedriger als die im Oberflächenwasser. Das Stoffspektrum ähnelt dem des Grundwassers.

3.1.2. RÖNTGENKONTRASTMITTEL

Als Röntgenkontrastmittel (RKM) bezeichnet man Substanzen, von denen Röntgenstrahlen anders absorbiert werden als von den benachbarten Körpergeweben, wodurch sie für die röntgenologische Darstellung von Körperstrukturen geeignet sind. Eine Substanz, die als Röntgenkontrastmittel eingesetzt werden soll, muss chemische Elemente enthalten, die eine optimale Absorption der verwendeten Röntgenstrahlung gewährleisten, muss während der Untersuchung stabil bleiben und sie muss toxikologisch unbedenklich sein. Als Röntgenkontrastmittel werden u. a. organische Iodverbindungen eingesetzt, deren Eigenschaften eine fehlende pharmakodynamische Eigenwirkung und eine gute Verträglichkeit sind und nach kurzer Zeit komplett wieder ausgeschieden werden. Da RKM in sehr hohen Dosen verabreicht werden, müssen sie zudem eine sehr hohe Wasserlöslichkeit aufweisen. Man unterscheidet ionische (u. a. Amidotrizoesäure, Iothalaminsäure) und nicht-ionische Röntgenkontrastmittel (u. a. Iopamidol, Iopromid, Iomeprol oder Iohexol). In Deutschland werden ca. 500 t iodierete RKM eingesetzt, die nach bestimmungsgemäßem Gebrauch überwiegend durch die Ausscheidung in die Umwelt gelangen. **Tabelle 1** zeigt die iodierten Röntgenkontrastmittel, die in Deutschland am häufigsten eingesetzt werden. Es handelt sich überwiegend um nicht-ionische iodierete Röntgenkontrastmittel, die in der Regel weniger freies Jodid enthalten und daher für die Schilddrüse weniger belastend sind.

Tabelle 1: Verkaufsmenge von iodierten Röntgenkontrastmittel in Deutschland im Jahre 2001

SUBSTANZ	VERKAUFSMENGE IM JAHRE 2001 (IMS HEALTH AG 2002) IN KG/A	BEMERKUNGEN
lomeprol	83.377,0	nichtionisches Röntgenkontrastmittel
lopromid	64.055,5	nichtionisches Röntgenkontrastmittel
Diatrizoat	60.686,8	ionisches Röntgenkontrastmittel
lopamidol	42.994,4	nichtionisches Röntgenkontrastmittel
loversol	19.344,0	nichtionisches Röntgenkontrastmittel
lohexol	17.219,0	nichtionisches Röntgenkontrastmittel
lopentol	6.028,0	nichtionisches Röntgenkontrastmittel

Quelle: IMS Health AG 2002.

Vorkommen: Mit Ausnahme von loversol und lopentol liegen für alle in Tabelle 1 aufgeführten iodierten Röntgenkontrastmittel Nachweise aus Kläranlagenabläufen vor. Dabei liegen die gemessenen Werte häufig deutlich über $1 \mu\text{g/l}$, bei lopromid und lopamidol manchmal sogar deutlich über $10 \mu\text{g/l}$. Diese Beobachtung setzt sich in Oberflächengewässern fort. Die Konzentrationen liegen meist im Bereich von $0,1$ bis $1 \mu\text{g/l}$, Nachweise über $1 \mu\text{g/l}$ sind jedoch nicht selten. Die ermittelten Maximalkonzentrationen in Oberflächengewässern betragen $22 \mu\text{g/l}$ für lomeprol, $30 \mu\text{g/l}$ für lopromid, $100 \mu\text{g/l}$ für Diatrizoat, $10 \mu\text{g/l}$ für lopamidol und $1,2 \mu\text{g/l}$ für lohexol. Auch im Grundwasser wurden, außer loversol und lopentol, alle iodierten Röntgenkontrastmittel aus Tabelle 1 gefunden. Meist liegen die Werte unter $1 \mu\text{g/l}$. Fünf der in Tabelle 1 aufgeführten iodierten Röntgenkontrastmittel (Diatrizoat, lohexol, lopamidol, lohexol und lopromid) wurden schließlich auch im Trinkwasser gefunden. Allerdings liegen hier die gemessenen Konzentrationen deutlich niedriger.

Umweltverhalten: Stabilität ist eines der wichtigsten Auswahlkriterien für Röntgenkontrastmittel. Sie sollen keinesfalls verstoffwechselt werden, sondern den Körper nach der Behandlung schnell und unverändert verlassen. Dies stellt ein Problem dar, wenn diese Stoffe in die Umwelt gelangen. Die physiko-chemischen Daten der Röntgenkontrastmittel (Wasserlöslichkeit, Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient, Dampfdruck) weisen

darauf hin, dass die Substanzen in wässriger Phase verbleiben, keine Adsorption an Schlamm oder Sedimente erfahren und nicht bioakkumuliert werden; ihre Flüchtigkeit ist extrem gering und sie erwiesen sich im OECD Screening Test auf leichte biologische Abbaubarkeit (301 E) als nicht leicht abbaubar (Steger-Hartmann et al. 1998). Für Diatrizoat und lopromid stellt Kalsch (1999) fest, dass es einen Primärabbau gibt, der jedoch schwer abbaubare Metaboliten hervorbringt, die nicht weiter verändert werden. Sowohl die Ausgangssubstanzen als auch die Metaboliten bleiben in der Wasserphase - eine Sorption an Sedimentpartikel findet nicht statt. Dies wird für lopromid durch Ternes und Römbke (2005) und Steger-Hartmann et al. (2002) bestätigt. Doll (2004) beschreibt für lopromid und lomeprol einen photochemischen Abbau, der jedoch durch die Anwesenheit von Partikeln und anderen Stoffen - wie sie in Fließgewässern vorliegen - behindert werden kann. Angaben zu weiteren iodierten Röntgenkontrastmittel liegen nicht vor.

Aufgrund ihrer schlechten mikrobiologischen Abbaubarkeit werden die Stoffe in Kläranlagen nur geringfügig eliminiert und wegen ihrer hohen Polarität nur schlecht an Klärschlamm sorbiert. Wegen ihrer schlechten Abbaubarkeit findet während der Uferpassage nur eine geringfügige Elimination statt, so dass die iodierten RKM regelmäßig im Rohwasser von Uferfiltratwasserwerken nachzuweisen sind, wobei die Konzentrationen im Rohwasser weitgehend denen im Oberflächengewässer entsprechen. Die Aktivkohlefiltration ist aufgrund der hohen Polarität der RKM nur eingeschränkt für eine effiziente Entfernung geeignet. Eine oxidative Behandlung mit Ozon oder mit „advanced oxidation processes“ (AOP; z.B. Ozon+H₂O₂, Ozon+UV, UV+H₂O₂) führt zwar in vielen Fällen zu einer Reduzierung der Gehalte, aber nicht zu einer vollständigen Eliminierung.

Fazit: Die Röntgenkontrastmittel sind wahrscheinlich die stabilsten Arzneistoffe, die bisher in der Umwelt nachgewiesen wurden. Obwohl die Konzentrationen von der Kläranlage über die Oberflächengewässer hin zum Grund- und Trinkwasser kontinuierlich abnehmen, fällt die Kontinuität in den Nachweisen auf. Die für die Anwendung in der Medizin erforderliche Stabilität gegenüber Stoffwechselprozessen führt zu einer kontinuierlichen Anreicherung der Stoffe in der Umwelt. Daher sind diese Stoffe unbedingt weiterhin zu beobachten. Die iodierten Röntgenkontrastmittel sind gut wasserlöslich, nicht leicht biologisch abbaubar und weisen keine bioakkumulierenden Eigenschaften auf. Die vorliegenden physiko-chemischen Daten lassen den Schluss zu, dass iodhaltige Röntgenkontrastmittel in

der aquatischen Umwelt verbleiben, ohne nennenswerten Übergang in andere Umweltkompartimente (Luft, Boden, Sediment). Untersuchungen zeigten, dass eine Mineralisierung der Substanzen nicht stattfindet und weitgehend stabile iodhaltige Metaboliten gebildet werden. Aufgrund des Vorsorgeprinzips und des Minimierungsgebots der deutschen Trinkwasserversorgung sollten die Röntgenkontrastmittel bereits direkt am Einsatzort aufgefangen werden, so dass ein Eintrag in den Wasserkreislauf nicht mehr möglich ist. Ein Vergleich der Konzentrationen an Röntgenkontrastmitteln in der Umwelt mit den NOEC-Werten macht deutlich, dass diese Substanzen ökotoxikologisch nicht relevant sind. Die Fragen, ob die bei Umwandlungsprozessen entstehenden Metabolite eine ökotoxikologische Relevanz haben und ob der Eintrag dieser stabilen Verbindungen und somit deren Akkumulation in der Umwelt zu akzeptieren sind, bleiben noch ungeklärt. Hier besteht Forschungsbedarf.

3.1.3. ZYTOSTATIKA

Zytostatika hemmen die Vermehrung von Zellen durch Eingriffe in Stoffwechselforgänge oder Störungen der Zellteilung. Von dieser Wirkung sind besonders schnell wachsende Zellverbände betroffen, weshalb Zytostatika zur Chemotherapie von Tumorerkrankungen eingesetzt werden. Da die Angriffspunkte in normalen Zellen und Tumorzellen die gleichen sind, werden jedoch durch Zytostatika auch gesunde, vor allem die wachstumintensiven Zellen und Zellverbände geschädigt (z. B. Schleimhäute, Haare). Diese Stoffgruppe wird weniger breit angewendet als beispielsweise Schmerzmittel. Es wurden im Jahre 2001 etwa 9 bis 10 t Zytostatika verkauft (BLAC 2003). **Tabelle 2** zeigt die gängigsten Zytostatika in Deutschland.

Tabelle 2: Verkaufsmenge von Zytostatika in Deutschland im Jahre 2001

SUBSTANZ	VERKAUFSMENGE IM JAHRE 2001 IN KG/A (IMS HEALTH AG 2002)	UNVERÄNDERTE AUSSCHIEDUNG
Metronidazol	8.747,5	20 - 40 %
Cyclophosphamid	385,4	5 - 40 %
Ifosfamid	169,8	etwa 50 %
5-Fluorouracil	k. A.	15 %

Quelle: IMS Health AG 2002.

Vorkommen: Zytostatika wurden bereits mehrfach in Kläranlagenabläufen nachgewiesen. Allerdings sind die Konzentrationen mit Werten in einem Bereich von 0,001 bis 0,01 µg/l im Vergleich zu anderen Arzneiwirkstoffen niedriger. Da diese Stoffgruppe vor allem in stationären Therapien eingesetzt wird, gibt es eine Reihe von Untersuchungen in Krankenhausabwässern. Aus Oberflächengewässern gibt es nur wenige Nachweise. So berichtet Ivashechkin (2005) von Konzentrationen in Höhe von maximal 0,042 µg/l für Cyclophosphamid und von maximal 0,18 µg/l Ifosfamid. Aus Untersuchungen von Grund- und Trinkwasser sowie von Böden und Klärschlämmen liegen keine Positivbefunde vor.

Umweltverhalten: Alle in **Tabelle 2** aufgeführten Zytostatika werden als nicht abbaubar beschrieben. Die log K_{ow}-Werte aller in **Tabelle 2** aufgeführten Stoffe liegen z. T. deutlich unter 1. Dies ist ein Hinweis auf eine gute bis sehr gute Wasserlöslichkeit. Untersuchungen zeigten zudem, dass zumindest 5-Fluorouracil im Klärprozess nicht an Schlammpartikel adsorbiert wird, sondern in Lösung bleibt. Zum Verhalten von Zytostatika in Böden liegen keine Angaben vor.

Fazit: Zytostatika werden im Vergleich mit anderen Stoffgruppen nur in kleinen Mengen eingesetzt. Es handelt sich hier allerdings um Zellgifte, die bereits in Oberflächengewässern nachgewiesen wurden. Diese Tatsache und ihre mehrfach bestätigte schlechte biologische Abbaubarkeit geben Anlass zu weiteren Untersuchungen, insbesondere bezüglich ihres Stoffverhaltens (Sorption, Abbau). Auf Grundlage der bisher vorliegenden Ergebnisse aus ökotoxikologischen Testverfahren sind die betrachteten Zytostatika 5-Fluorouracil, Cyclophosphamid und Ifosfamid als nicht umweltrelevant für aquatische Organismen zu bewerten. Allerdings untersuchen diese Testverfahren vergleichsweise schnell auftretende Veränderungen bei den Testorganismen. Zytostatika zeigen jedoch eher eine langfristige kanzerogene und mutagene Wirkung, wie bei Tierversuchen mit Wirbeltieren deutlich wurde. Es ist zu vermuten, dass auch aquatische Wirbeltiere hiervon betroffen sind, wenn sie niedrigen, akut nicht toxischen Konzentrationen dauerhaft ausgesetzt sind. Daher sollten Langzeitstudien zur Bewertung der ökotoxikologischen Wirkung auf Organismen verschiedener Trophiestufen ergänzt werden.

3.1.4. HORMONE

Hormone besitzen eine essenzielle Bedeutung für die Steuerung und die Aufrechterhaltung der lebensnotwendigen Funktionen im Körper. Als Botenstoffe steuern sie z. B. die Fortpflanzung, die

Entwicklung, den Stoffwechsel, die Verdauung und das Wachstum. Hormone sind hoch spezialisierte Moleküle, die bereits in geringen Konzentrationen biologisch wirksam sind. Diese Stoffe werden von jedem Organismus produziert und ausgeschieden und sind daher in den Umweltmedien vorhanden. Seit knapp 50 Jahren werden jedoch vermehrt synthetisch hergestellte Hormone, in erster Linie Östrogene, zur Empfängnisverhütung oder zur Therapie von Wechseljahresbeschwerden eingesetzt. Die potenziell umweltrelevanten Hormone sind in Tabelle 3 mit ihrer Verkaufsmenge aufgelistet.

Tabelle 3: Potenziell umweltrelevante Hormone und ihre Verkaufsmengen im Jahr 2001

SUBSTANZ	VERKAUFSMENGE IM JAHRE 2001 (IMS HEALTH AG 2002) IN KG/A	BEMERKUNGEN
17 β -Estradiol	1.097,8	natürliches Östrogen
17 α -Ethinylestradiol	47,5	synthetisches Östrogen

Quelle: IMS Health AG 2002.

Vorkommen: Es gibt von beiden in **Tabelle 3** aufgeführten Stoffen viele Nachweise aus Kläranlagenabläufen, die jedoch selten den ng/l-Bereich übersteigen. Für 17 α -Ethinylestradiol wiesen Stumpf et al. (1996) Konzentrationen von 0,001 $\mu\text{g/l}$ im Rhein und von 0,002 $\mu\text{g/l}$ im Main nach. Im Grundwasser wurden ebenfalls Hormone nachgewiesen. Robakowski (2000) ermittelte im Grundwasser Werte von maximal 0,00094 $\mu\text{g/l}$ für 17 β -Estradiol und von maximal 0,0225 $\mu\text{g/l}$ für 17 α -Ethinylestradiol. Im Trinkwasser gelangen ebenfalls Nachweise (Kapitel 7.3). Christensen (1998) bestimmte 17 α -Ethinylestradiol im Trinkwasser in Konzentrationen von 0,00083 bis 0,0064 $\mu\text{g/l}$.

Umweltverhalten: Das natürliche Hormon 17 β -Estradiol ist leichter biologisch metabolisierbar als das synthetische Hormon 17 α -Ethinylestradiol. Für beide Stoffe wurden vergleichsweise hohe log K_{ow} -Werte ermittelt. Für 17 β -Estradiol geben Stuer-Lauridsen et al. (2000) einen log K_{ow} von 4,01 an. Für 17 α -Ethinylestradiol liegen die log K_{ow} -Werte bei 3,9 (von Gunten 2005) bzw. bei 3,67 (Christensen 1998). Beide Stoffe sind also eher lipophil und neigen wahrscheinlich zu einer Sorption an Partikel. Die hohen Gehalte in Klärschlämmen (im Vergleich zu den niedrigen Konzentrationen im Kläranlagenablauf) bestätigen dies. Zum Verhalten in Böden liegen mehrere Untersuchungen vor,

nach denen 17 β -Estradiol innerhalb kurzer Zeit mikrobiologisch abgebaut wird und in der Regel nicht ins Grundwasser gelangt. Ähnliche Ergebnisse liegen für 17 α -Ethinylestradiol vor.

Fazit: 17 α -Ethinylestradiol ist schwer biologisch abbaubar. Die log K_{ow} -Werte zwischen 3,7 und 4,2 lassen ein hohes Akkumulationspotenzial in aquatischen Organismen vermuten. Im Gegensatz dazu wird 17 β -Estradiol gut biologisch abgebaut, jedoch spricht der log K_{ow} -Wert von 4 ebenfalls für ein hohes Akkumulationspotenzial. Insgesamt spricht eine Reihe von Untersuchungsergebnissen dafür, dass bereits geringe Konzentrationen von Hormonen und hormonwirksamen Stoffen in Gewässern zu einer Störung des endokrinen Systems von Wasserorganismen führen können. Bekannt geworden sind estrogene Effekte bis zum Hermaphroditismus (Zwitterigkeit) bei Fischen in britischen Kläranlagenabläufen oder morphologische Veränderungen der Geschlechtsorgane bei Schnecken (Schrenk-Bergt und Steinberg 1998). Es lässt sich jedoch kaum aufschlüsseln, welche der vielen Substanzen aus dem Abwasser für diese Effekte verantwortlich sind. Neben den eigentlichen Hormonen weist eine Vielzahl organischer Industriechemikalien endokrine Wirkungen auf (z. B. Bisphenol A, Nonylphenole). Klar scheint hingegen zu sein, dass sich die endokrine Wirkung mehrerer Stoffe summieren kann. Für 17 α -Ethinylestradiol ergibt sich ein MEC/PNEC-Verhältnis von über 1.300. Dieser Wert ergibt sich weniger durch eine hohe Expositionskonzentration (MEC_{max} im Oberflächengewässer von 4 ng/l). Vielmehr wird der hohe Wert durch die extrem geringen Wirkungsschwellen verursacht. Sowohl die ökotoxikologischen Daten als auch die Daten zum Umweltverhalten klassifizieren insbesondere 17 α -Ethinylestradiol als hochgradig umweltrelevant. Zur Beurteilung des Umweltrisikos durch 17 β -Estradiol fehlen wesentliche ökotoxikologischen Daten; Daten aus ökotoxikologischen Kurz- und Langzeitstudien zur Wirkung des Stoffes auf aquatische Organismen verschiedener Trophiestufen sollten ergänzt werden.

3.2. INDUSTRIECHEMIKALIEN

3.2.1. KOMPLEXBILDNER

Synthetische organische Komplexbildner werden industriell in großen Mengen hergestellt und weisen ein breites Anwendungsspektrum auf, z. B. in Wasch- und Reinigungsmitteln, in der Metallverarbeitung und Fotoindustrie, bei der Papier- und Zellstoffproduktion, Textilherstellung sowie in zahlreichen wei-

teren Branchen, in denen Reinigungsmittel zur Oberflächenbehandlung und Ähnlichem verwendet werden müssen. Die bekanntesten derzeit diskutierten organischen Komplexbildner sind sog. Aminopolycarbonsäuren wie Ethylendinitrilotetraacetat (EDTA), Diethyltrinitrilopentaacetat (DTPA) und Nitrilotriacetat (NTA). Vor allem EDTA ist aufgrund der schlechten mikrobiellen Abbaubarkeit, der hohen Einsatzmengen und der begrenzten Entfernbarkeit sowohl bei der Abwasserreinigung als auch bei der Trinkwasseraufbereitung von besonderem Interesse. EDTA wird bei der Uferpassage nicht oder nur geringfügig eliminiert und bei der anschließenden Trinkwasseraufbereitung mittels Ozonung und Aktivkohle wird die Konzentration zwar reduziert, EDTA jedoch nicht vollständig entfernt. Deutlich besser werden die Verbindungen NTA und DTPA bei der Uferpassage abgebaut. Bei der Aufbereitung des Rohwassers zu Trinkwasser durch Ozonung und Aktivkohlefiltration werden DTPA und NTA nahezu vollständig entfernt.

3.2.2. FLAMMSCHUTZMITTEL

Von besonderem Interesse sind die Organobromverbindungen und die Organophosphate. Die Organobromverbindungen umfassen verschiedene Gruppen, u. a. auch die polybromierten Diphenylether, deren Produktion weltweit mehrere 10.000 t/a betrug. Die Hauptquelle der Organobromverbindungen in der aquatischen Umwelt sind Textilien, die mit diesen Stoffen zur Reduzierung der Entflammbarkeit ausgerüstet werden. Sie sind auch im Anhang X der WRRL enthalten. Polybromierte Diphenylether sind zwischenzeitlich ubiquitär und in allen Kompartimenten einschließlich Wassersedimenten und Biota nachweisbar. Obwohl sie lipophil, bioakkumulierend und sorbierend sind, werden sie in Oberflächengewässern nachgewiesen. Die Hauptquelle der Organophosphate sind wahrscheinlich Baumaterialien (Bester et al. 2009). Sie sind etwas polarer als die Organobromverbindungen, aber immer noch vergleichsweise unpolar. Die Konzentrationen von Verbindungen dieser Klasse liegen im Rhein und in der Ruhr im Bereich von einigen 100 ng/l bis zu 10 µg/l (Bester et al. 2009).

3.2.3. PERFLUORTENSIDE

Perfluorierte Verbindungen (PFC) werden weltweit seit mehreren Jahrzehnten in der technisierten Umwelt verwendet. Das Kürzel PFC leitet sich von der englischen Bezeichnung „perfluorinated compounds“ ab. Eine wichtige Gruppe der PFC stellen die so genannten Perfluortenside (PFT) dar. Bekannteste Vertreter sind die beiden außerordentlich stabilen Stoffe PFOS (Perfluor-

roctylsulfonat) und PFOA (Perfluorooctanoat), die mitunter auch als Leitsubstanzen der sich in der Diskussion befindlichen Stoffgruppe bezeichnet werden. Für sie liegen bereits einige – wenngleich noch recht unvollständige – Angaben zu ihrer toxikologischen Bewertung vor. Aufgrund ihrer hohen Stabilität und ausgeprägten Oberflächenaktivität finden sich PFT in den unterschiedlichsten Produkten als Inhaltsstoffe, sind dort aber auch als Verunreinigungen oder stabile Abbauprodukte anderer PFTs enthalten. So sind sie weltweit in nahezu allen Lebensbereichen anzutreffen und finden sich beispielsweise häufig in Körperpflegemitteln, Farben, galvanischen Bädern sowie in Beschichtungstoffen (z. B. für Bratgeschirr) und Imprägnierungsmitteln für Leder, Textilien und Lebensmittelverpackungen. Darüber hinaus sind sie als Flammenschutzmittel im Einsatz und werden in Feuerlöschschäumen verwendet. Eine sehr bekannte technische Anwendung betrifft das Ammoniumsalz von PFOA als Hilfsmittel im Rahmen der Produktion von Polytetrafluorethylen (z. B. Teflon®, Gore-Tex® und ähnlichen Produkten).

PFT sind in der Umwelt kaum oder nicht abbaubar, hochgradig bioakkumulierbar und toxikologisch relevant. Sie werden vorwiegend im Protein angelagert. PFOS wird beispielsweise regelmäßig in menschlichen Blutproben im µg/l-Bereich gefunden. Es wird nur sehr langsam aus dem menschlichen Körper wieder ausgeschieden. Die Halbwertszeit beträgt mehrere Jahre. Der Vorschlag des Bundesrates für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung von PFOS vom Februar 2006 sieht daher die Aufnahme in die Liste der so genannten persistenten organischen Schadstoffe (POP) vor. Die gültige Trinkwasserverordnung enthält derzeit keine Grenzwerte für die Stoffgruppe der Perfluortenside. In einer vorläufigen Bewertung durch die Trinkwasserkommission konnten für die Stoffe PFOS und PFOA stellvertretend für weitere PFT verschiedene Höchstwerte definiert werden.

Im Rahmen der Abfallentsorgung auf Deponien besteht prinzipiell immer die Gefahr der Versickerung und damit eines Eintrags der Stoffe in das Grundwasser. Ferner können Oberflächengewässer direkt durch Abschwemmung aus Deponiebereichen oder indirekt über den Weg gewerblicher und kommunaler Abwässer durch PFT beeinflusst werden. Mit den größten Einträgen von PFT in die Umwelt muss jedoch im Rahmen der Produktion und im Anwendungsbereich gerechnet werden. Hieraus wird ersichtlich, dass der menschliche Kontakt mit PFT keinesfalls nur über das Wasser befürchtet werden muss, sondern dass zahlreiche andere Expositionen (z. B. Lebensmittel, Hausstaub, Kleidung etc.) bestehen.

Bisher veröffentlichte Befunde in Oberflächenwässern liegen weltweit in der Regel in Konzentrationen deutlich unterhalb von 0,1 µg/l für die Summe aller gefundenen PFT. Im Grundwasserleiter verhalten sich diese Verbindungen vergleichsweise mobil und sind bei der Wasseraufbereitung nicht ohne Aufwand zu entfernen. Untersuchungen aus Japan zeigen, dass PFOS und PFOA im unteren ng/l-Bereich auch im Trinkwasser nachgewiesen werden können.

3.2.4. SULFONATE

Aromatische Sulfonate erlangen bei der Herstellung von Tensiden, optischen Aufhellern, synthetischen Gerbstoffen, Textilhilfsmitteln, Betonzusatzstoffen, Papierchemikalien, Pharmazeutika u. a. Bedeutung. Sie sind im Allgemeinen sehr gut wasserlöslich und können wegen ihrer oftmals schlechten mikrobiellen Abbaubarkeit in Abwasserreinigungsanlagen nicht vollständig entfernt werden. In Abwässern industrieller und kommunaler Kläranlagen, in Oberflächengewässern und Rohwässern von Wasserwerken, die Uferfiltrat oder Langsandsandfiltrat zur Trinkwassergewinnung verwenden, wurden über 30 aromatische Sulfonate identifiziert (Lange et al. 1995, Reemtsma 1996, Bastian et al. 1995, Lange et al. 1998). Brauch et al. (2000) konnten zeigen, dass 1,5-Naphthalindisulfonat (1,5-NDS), ein Vertreter der Substanzklasse der aromatischen Sulfonate, bei der Uferpassage fast nicht durch mikrobielle Vorgänge abgebaut werden. 1,5-NDS trat dabei regelmäßig in Konzentrationen von etwa 0,5 µg/l im Rohwasser der untersuchten Wassergewinnung auf. Dasselbe Verhalten wurde auch für die Verbindungen cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat, Naphthalin-1,3,5-trisulfonat, Naphthalin-1,3,6-trisulfonat, 2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat und 2-Amino-naphthalin-4,8-disulfonat beobachtet, die sowohl im Rhein als auch im Rohwasser regelmäßig gefunden wurden. Durch die nachfolgende Aufbereitung mittels Ozon und Aktivkohle werden diese Verbindungen weitgehend entfernt. Andere, mikrobiell leicht abbaubare aromatische Sulfonate wie 1- und 2-Naphthalinsulfonat oder 1,6-, 1,7-, 2,6- und 2,7-Naphthalindisulfonat, die ebenfalls im Rhein nachweisbar sind (Schullerer et al. 1999, Knepper et al. 1999), werden dagegen bei der Uferpassage vollständig entfernt.

3.2.5. KORROSIONSIHIBITOREN

Als Korrosionsinhibitoren werden insbesondere Benzotriazol und Tolyltriazine in Kühl-, Hydraulik- und Enteisungsflüssigkeiten eingesetzt. Eine wichtige Quelle für ihren Eintrag in die Umwelt ist ihre Verwendung als Zusatzstoffe für Geschirrspülmaschinendetergenzien (Ort et al. 2005). Es handelt sich zum Teil um toxische Stoffe, bei

deren photolytischem Abbau ebenfalls nur Transformationsprodukte gebildet werden, die wiederum toxische Eigenschaften zu haben scheinen (Hem et al. 2003). Die Konzentrationen im kommunalen Abwasser liegen im Bereich von 2 bis 13 µg/l (Weiss et al. 2006).

3.3. DUFTSTOFFE, DESINFEKTIONS- UND KÖRPERPFLEGEMITTEL

In Produkten wie Shampoos, Duschbäder und ähnlichem sind häufig Tenside, Konservierungsstoffe, Farbstoffe und Duftstoffe enthalten. Diese Stoffe werden gemäß ihrer Anwendung hauptsächlich ins kommunale Abwasser und von dort in das Oberflächengewässer eingetragen. Die in früheren Jahren hauptsächlich untersuchten Stoffe aus diesem Anwendungsbereich sind die so genannten Moschusduftstoffe wie Galaxolide und Tonalide, die insbesondere in Kosmetika und in der Parfümerie eingesetzt wurden und noch werden. Diese Stoffe sind oft lipophil, da sie gezielt für den Auftrag auf Fasern und Haaren optimiert wurden. Entsprechend dieser Eigenschaft neigen sie zur Bioakkumulation. Die Zulaufkonzentrationen in Kläranlagen sind im unteren µg/l-Bereich; eine Elimination in Kläranlagen findet kaum statt. In Sonnencremes werden organische Verbindungen zur Absorption der UV-Strahlung eingesetzt. Insbesondere durch das Abwaschen von der Haut werden diese Stoffe entweder über das kommunale Abwasser oder direkt in Oberflächengewässer eingetragen. Die im Wasser gemessenen Konzentrationen bewegen sich im Bereich von wenigen ng/l bis 200 µg/l.

3.4. ENDOKRIN WIRKSAME STOFFE

In der Natur kommen endokrin wirksame Stoffe (EWS) unterschiedlicher Herkunft vor. Ein endokrin wirksamer Stoff ist „eine exogene Substanz, die negative Wirkungen in einem intakten Organismus oder seinen Nachkommen verursacht aufgrund von Veränderungen in der endokrinen Funktion“ (Weybridge-Definition). Es sind Stoffe, welche das hormonelle System von Mensch und Tier beeinflussen, indem sie Hormone ersetzen, nachahmen, verstärken, hemmen oder blockieren. Mögliche Effekte sind Reproduktions- und Entwicklungsstörungen wie Verringerung der Fruchtbarkeit oder Verweiblichung. Diese Substanzen haben sehr niedrige Wirkschwellen, die zum Teil unter 1 ng/l liegen. EWS können körpereigene Stoffe, Phytoöstrogene oder Xenoöstrogene sein. Letztere können über industrielle und städtische Abwassereinleitungen in die Gewässer eingetragen werden. Zu den endokrin wirksamen Stoffen gehören neben den

natürlichen und synthetischen Östrogenen auch verschiedene Pestizide und Industriechemikalien wie Phenole (Nonylphenole, 4-Octylphenol, Bisphenole, Alkylphenole und ihre Ethoxylate), Tributylzinn-Verbindungen, Dioxine, polychlorierte Biphenyle, aber auch bromierte organische Flammschutzmittel.

3.5. PFLANZENBEHANDLUNGS- UND SCHÄDLINGS-BEKÄMPFUNGSMITTEL

PBSM wurden schon vor Jahrzehnten in der aquatischen Umwelt nachgewiesen. Aktuell rücken vor allem Transformationsprodukte der PBSM-Wirkstoffe in den Vordergrund. Weisen diese Transformationsprodukte noch Eigenschaften der Muttersubstanz auf oder sind sie kanzerogen oder gentoxisch, sind sie als relevante Metabolite einzustufen. Häufig werden Metabolite in höheren Konzentrationen als die PBSM-Wirkstoffe selbst im Rohwasser nachgewiesen. Ein Beispiel hierfür sind die Transformationsprodukte von Chloridazon, Desphenylchloridazon (Metabolit B) und Methyl-Desphenylchloridazon (Metabolit B1). Im Zeitraum von 2007 bis 2009 wurden am IWW 600 Grund-, Roh- und Trinkwasserproben auf die Metaboliten B und B1 untersucht. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 4 dargestellt. Im Grundwasser lagen etwa 40 % der Konzentrationswerte zwischen 1 und 3 µg/l und 11 % über 3 µg/l. Etwa 15 % der Werte im Rohwasser waren höher als > 3 µg/l, während etwa 30 % aller Werte zwischen 1 und 3 µg/l lagen. Im Trinkwasser betrug der Maximalwert 2,6 µg/l, wobei etwa 75 % der erhobenen Messwerte unter 1 µg/l lagen.

Tabelle 4: Konzentrationen der Transformationsprodukte von Chloridazon, Desphenylchloridazon (Metabolit B) und Methyl-Desphenylchloridazon (Metabolit B1), im Grund-, Roh- und Trinkwasser im Zeitraum 2007 bis 2009

	GRUNDWASSER (µG/L)	ROHWASSER (µG/L)	TRINKWASSER (µG/L)
Chloridazon-B			
Median	1,10	0,91	0,06
90-Perzentil	3,20	3,77	1,64
Maximalwert	8,34	7,40	2,60
Cloridazon-B1			
Median	0,30	0,19	0,08
90-Perzentil	0,92	0,98	0,43
Maximalwert	2,60	1,50	0,55

Daten: IWW, 600 Analysen.

Ein weiteres Beispiel ist das Abbauprodukt des Wirkstoffs Tolyfluanid, N,N-Dimethylsulfamid (DMS), das im Konzentrationsbereich von 100 bis 1.000 ng/l nachgewiesen werden konnte. DMS wurde als nicht relevanter Metabolit eingestuft, jedoch führt eine Trinkwasseraufbereitung von DMS-haltigem Rohwasser mit Ozon zur Bildung des karzinogenen Nitrosodimethylamins (NDMA). Dieser Sachverhalt zeigt, dass häufig die Eigenschaften der Transformationsprodukte nicht bekannt sind und Vorhersagen in toxikologischer Hinsicht und ihres Verhaltens, z. B. bei der Trinkwasseraufbereitung, nicht oder nur schwer möglich sind.

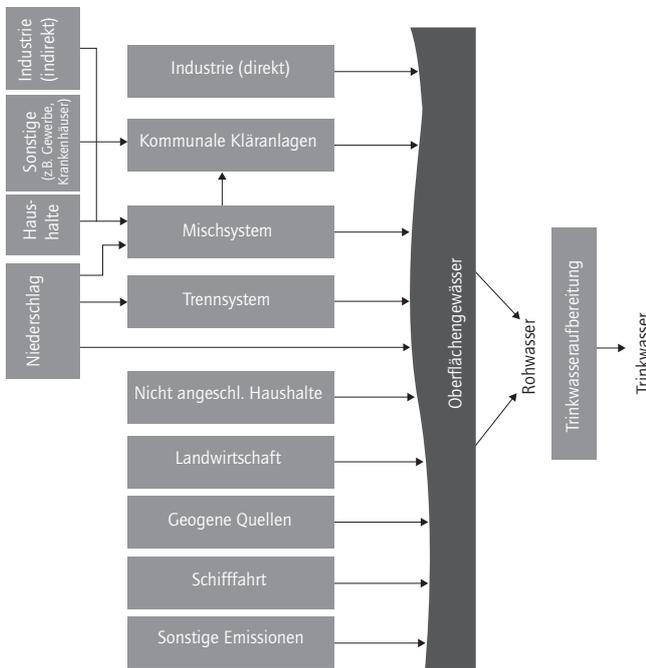
3.6. SONSTIGE

Cyanotoxine: Die Cyanotoxine sind natürliche Stoffe, die von Cyanobakterien produziert werden. Sie werden in niedrigen Konzentrationen in der aquatischen Umwelt gefunden und können als ubiquitär bezeichnet werden. Ein Problem werden diese Stoffe, wenn es zu einem starken Wachstum dieser Cyanobakterien kommt (Algenblüte). Die Cyanotoxine bestehen aus einer Gruppe verschiedener Moleküle (wie Microcystin, Anatoxin und Saxitoxin; Pelaez et al. 2009), die eine toxische Wirkung auf den Menschen und aquatische Organismen haben. Im Trinkwasser sind die Konzentrationen in der Regel für eine toxische Wirkung zu niedrig (Median im Bereich von 100 bis 200 ng/l), jedoch entfalten sie dort oft einen unangenehmen Geschmack und Geruch (Watson et al. 2008).

4. EINTRAGSPFADE

Aquatische Systeme können durch organische Spurenstoffe aus vielen Quellen kontaminiert werden. Dazu zählen punktuelle Einträge aus kommunalen und industriellen Kläranlagen, diffuse Einträge, z. B. aus dem Oberflächenabfluss landwirtschaftlich genutzter Flächen oder aus atmosphärischem Eintrag und ungewollten Einträgen aus Unfällen oder Leckagen. Einen maßgeblichen Eintragungspfad für potenzielle Schadstoffe und Krankheitserreger in die Oberflächengewässer stellt das kommunale Abwasser dar (Abbildung 2). Über Einleitungen aus Industrie- und Gewerbebetrieben (Direkteinleiter), Haushalten (z. B. durch Haushaltschemikalien, Medikamente, Gewerbe- und Industriechemikalien), der Schifffahrt und belastetem Niederschlagswasser (z. B. durch Straßenabrieb, Ablauf von Dach- und Fassadenflächen) werden zusätzlich potenzielle Schadstoffe in die Fließgewässer eingetragen. Aber auch die Abschwemmung von Stoffen von versiegelten Flächen (z. B. Verbrennungsrückstände, Metalle) tragen dazu bei.

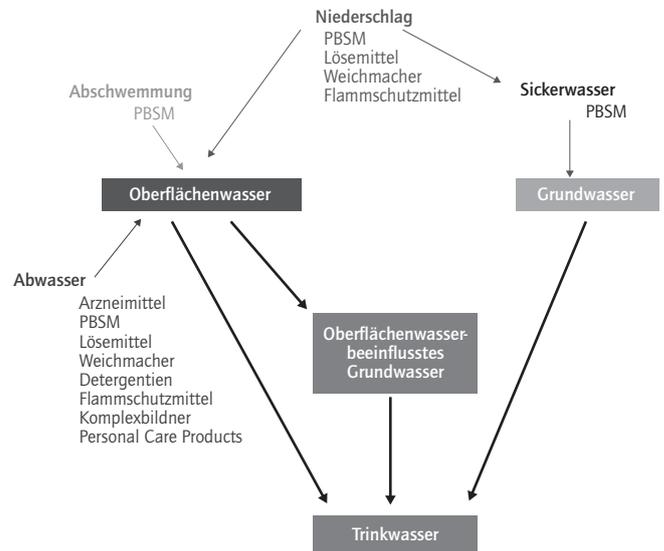
Abbildung 2: Mögliche Eintragungspfade von organischen Spurenstoffen in Oberflächengewässer



Quelle: MUNLV NRW 2009a.

Die möglichen Expositionspfade für unterschiedliche Stoffgruppen sind in der Abbildung 3 zusammengestellt, wobei den einzelnen Eintragungspfaden je nach Stoffgruppe eine unterschiedliche Bedeutung zukommt (Abbildung 4, Institut für Wasserforschung GmbH 2010). Es wurden nur die Eintragungspfade berücksichtig

Abbildung 3: Mögliche Eintragungspfade von organischen Spurenstoffen ins Trinkwasser



Quelle: Institut für Wasserforschung GmbH, 2010.

Wegen ihrer herausragenden Bedeutung in der Diskussion über organische Verbindungen in Gewässern und im Trinkwasser wird der Eintrag von Arzneistoffen in die aquatische Umwelt im Folgenden detaillierter beschrieben.

Das kommunale Abwasser ist mengenmäßig der wichtigste Eintragungspfad von Arzneimitteln in die Umwelt. Diese werden in der Humanmedizin regelmäßig und in großen Mengen eingesetzt. Vom menschlichen Körper werden sie in Abhängigkeit von ihrer Pharmakokinetik in unveränderter Form, als Metaboliten oder in Form von Konjugaten wieder ausgeschieden und gelangen mit dem kommunalen Abwasser in die Kläranlagen. Zahlreiche Untersuchungen zum Vorkommen von Arzneimitteln im ungeklärten und geklärten Abwasser sowie zu deren Verhalten bei der Abwasserreinigung belegen, dass viele pharmakologisch wirksame Substanzen in der Kläranlage nur unzureichend eliminiert werden. Sie gelangen anschließend in hohen Mengen mit dem geklärten Abwasser in die als Vorflut dienenden Oberflächengewässer und/oder an Klärschlamm adsorbiert auf vorwiegend landwirtschaftlich genutzte Flächen und auf Deponien. Veterinärpharmaka gelangen nach einer bestimmungsgemäßen Behandlung von Tieren in der landwirtschaftlichen Tierproduk



Abbildung 4: Mögliche Eintragspfade für verschiedene Stoffgruppen mit einer Einschätzung ihrer Relevanz

STOFFGRUPPE	INDUSTRIELLE ABWÄSSER	HÄUSLICHE ABWÄSSER	ABSCHWEMMUNG	NIEDERSCHLAG	SICKERWASSER
Arzneimittel [1]	X	XXX	-	-	O
PBSM [1]	X	X	XXX	X	XXX
Lösemittel	X	X	-	X	O
Weichmacher	XX	XX	-	X	O
Detergenzien [1]	XX	XXX	-	X	O
Flammschutzmittel	XX	X	-	-	O
Komplexbildner	XXX	X	-	X	O
Personal Care Products	X	XXX	-	X?	O

- XXX sehr relevant
- XX relevant
- X wenig relevant
- nicht relevant
- ? fraglich
- O Eintrag über Klärschlamm und Dünger möglich



Quelle: Institut für Wasserforschung GmbH, 2010.

tion mit deren Ausscheidungen als Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist, Geflügelkot) auf landwirtschaftliche Flächen bzw. werden von den Tieren in Weidehaltung unmittelbar in die Umwelt ausgeschieden. Von den mit Klärschlamm und Wirtschaftsdüngern beaufschlagten Flächen können sowohl Human- als auch Veterinärpharmaka durch Abschwemmung und Drainagen in Oberflächengewässer und/oder durch Versickerung in das Grundwasser eingetragen werden. Weitere Eintragspfade von Humanarzneimitteln in die Umwelt sind industrielle Abwässer von Pharmaunternehmen und Hausmülldeponien.

Die höchsten Mengen an Humanarzneistoffen werden über Abwässer in die Umwelt eingetragen. Die Konzentrationen liegen

jedoch in der Regel weit unterhalb der humantherapeutisch begründeten Wirkungsschwellen und der maximal zulässigen Rückstandsmengen in Nahrungsmitteln für den menschlichen Gebrauch. Die Konsequenzen einer geringen, jedoch permanenten Exposition gegenüber Arzneistoffen sind humantoxikologisch und ökotoxikologisch aber weitgehend unerforscht. Allerdings scheint der Eintrag sowohl von Human- als auch von Veterinärpharmaka in den ökologischen Kreislauf vor den Hintergründen steigender Verordnungsmengen, einer nur teilweisen Resorption der Wirkstoffe im Organismus (z. T. werden mehr als 50 % ungenutzt wieder ausgeschieden) sowie der unvollständigen Abbaubarkeit in kommunalen Kläranlagen zukünftig noch relevanter zu werden.

5. BEWERTUNG DER KONZENTRATIONEN VON ORGANISCHEN SPURENSTOFFEN

Die folgenden Ausführungen stammen im Wesentlichen aus einem Strategiepapier der Expertenkommission zum Programm „Reine Ruhr“, welches im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW 2009b) erarbeitet wurde.

Ein wesentlicher Aspekt bei der Vorsorge zum Schutz des Trinkwassers ist die Bewertung chemischer Stoffe in Gewässern, Roh- und Trinkwasser. Aufgrund der enormen Anzahl chemischer Stoffe, die in unserer Wirtschaft und Gesellschaft genutzt werden, können prinzipiell nicht für alle in Gewässern, Roh- und Trinkwässern vorkommenden chemischen Stoffe die für eine Bewertung notwendigen Daten und Informationen vorliegen. Auf Grund des Standes des Wissens kann davon ausgegangen werden, dass alle Stoffe, die der Mensch oder die Natur produzieren und verwenden, über Luft und Wasser verteilt werden und daher auch in den Wasserkreislauf gelangen. Es ist zu erwarten, dass mit steigender Empfindlichkeit der chemischen Analytik immer mehr Stoffe in den Oberflächengewässern und im Trinkwasser nachgewiesen werden können. Das bloße Vorhandensein eines Stoffes ist aber nicht schon ein Beleg für seine Gefährlichkeit. Es ist die Konzentration des einzelnen Stoffes oder die Summe aller Stoffe im Trinkwasser und die mit dem Trinkwasser aufgenommene Dosis, die darüber entscheidet, ob der Genuss des Wassers negative Folgewirkungen haben kann oder nicht. Weil die Grenzen zwischen diesen Wirkungen von vielen Randbedingungen und den stark unterschiedlichen Eigenschaften der einzelnen Menschen abhängen, orientieren sich Werte für zulässige Konzentrationen nicht nur an einer nachweisbaren Wirkung, sondern auch am Vorsorgeprinzip, das dem hohen Sicherheitsanspruch der Konsumenten an Trinkwasser so weit wie möglich entgegen kommt.

Mit diesem von der Expertenkommission vorgelegten Papier wird eine Strategie zur Bewertung der Anwesenheit trinkwasserrelevanter Stoffe vorgelegt, die bislang nicht oder nur teilweise toxikologisch bewertbar sind. Sie ist dem heutigen Stand des Wissens angepasst und fordert eine künftige Iterationsprüfung des Vorgehens an dem aktuellen Wissensstand. Die Bewertungsstrategie besitzt so lange Gültigkeit, bis fortschrittlichere Konzepte diese ablösen.

5.1. REGULATORISCHER HINTERGRUND

Die vollständige Abwesenheit von chemischen Mikroverunreinigungen in Gewässern und im Trinkwasser ist in einer von Besiedlung, Industrie und Landwirtschaft stark geprägten Gesellschaft zwar nicht vermeidbar, aber soweit als möglich anzustreben. Wie die Erfahrungen aus der Vergangenheit und das Wissen um akut toxikologisch wirksame chemische Stoffe belegen, ist die Wahrscheinlichkeit einer akuten Gefährdung durch chemische Schadstoffe über das Trinkwasser allerdings äußerst gering.

Die Ansprüche der Industrie und der Verbraucher auf neue Produkte und Technologien, aus denen ein ständiger Anreiz zur Entwicklung, Produktion und Verwendung neuer chemischer Stoffe resultiert sowie Fortschritte in der chemischen Analytik, führen zum Vorkommen und Nachweis von immer mehr und immer niedrigeren Konzentrationen „neuer“ Stoffe in der aquatischen Umwelt. Die endgültige Bewertung der Relevanz vieler solcher Stoffe für Gesundheit und Umwelt und ihre Regulierung schließen sich oft erst an den Nachweis der Stoffe in der Umwelt an. Da in diesem Fall der Nachweis der abschließenden Bewertung der Wirkung auf Mensch und Umwelt vorausgeht, entsteht zunächst eine Verunsicherung bei den Bürgerinnen und Bürgern. Dieser Besorgnis kann nur durch eine im Vorhinein festgelegte differenzierte Handlungsanweisung wirksam entgegengetreten werden.

In der Trinkwasserverordnung 2001 sind für bestimmte chemische Stoffe im Trinkwasser Grenzwerte festgelegt. Aber auch darüber hinaus besteht der gesellschaftliche Anspruch zur Begrenzung solcher Stoffe, für die in § 6 (2) Trinkwasserverordnung 2001 keine Grenzwerte festgelegt sind und die potenziell nicht über die Trinkwasseraufbereitung wirkungsvoll entfernt werden können. Für diese Stoffe gilt, dass sie in möglichst geringer Konzentration (Trinkwasserverordnung 2001, § 6 (3)) oder allenfalls in solchen Konzentrationen im Trinkwasser nachweisbar sein dürfen, die keinen Anlass zu gesundheitlicher Besorgnis bieten (Trinkwasserverordnung 2001, § 6 (1)).

Wertvolle Hilfestellungen für die Entwicklung und Festlegung nationaler Standards zur Trinkwasserqualität gibt die WHO mit den „Guidelines for Drinking Water Quality (WHO 2006, 2008, 2009). Die meisten der dort empfohlenen „Leitwerte“ (guideline values) beziehen sich auf den lebenslangen Genuss von Trinkwasser. Mit akut toxischen Effekten ist nur bei einer sehr geringen Anzahl von Chemikalien zu rechnen. Die Zeitdauer

einer Belastung, jenseits derer eine Chemikalie negative Effekte für die Gesundheit verursacht, hängt von Faktoren ab, die stoffabhängig variieren. Gemäß WHO (2008) besteht bei einer Überschreitung der Leitwerte noch kein unmittelbar signifikantes oder erhöhtes Risiko für die Gesundheit. Kurz- oder langfristige Abweichungen vom Leitwert nach oben bedeuten gemäß WHO nicht unbedingt, dass das Wasser für den Gebrauch sofort ungeeignet ist, sie signalisieren aber:

- die Veranlassung einer Ursachenforschung, um zeitnah Abhilfemaßnahmen zu bewirken und
- die Information der zuständigen Behörden für die öffentliche Gesundheit zur Veranlassung angemessener Aktionen unter Anbetracht der Quelle der Belastung, der Toxizität der Substanz, der Wahrscheinlichkeit ungünstiger Effekte und der Umsetzbarkeit von Abhilfemaßnahmen.

Wenn die Leitwerte für einige Tage signifikant überschritten werden, können ein rasches Handeln zum Schutz der Gesundheit und die Information der Verbraucher über die Situation notwendig sein (WHO 2008). Dies ist explizit in § 9 der Trinkwasserverordnung 2001 geregelt.

Bei Stoffen, die analytisch nachgewiesen sind, aber bislang noch nicht toxikologisch bewertet wurden, bestehen vorerst erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich

- ihrer raschen vorläufigen toxikologischen Bewertung,
- der raschen Beschaffung von Informationen über die Wirkung auf Mensch und aquatische Umwelt,
- der Notwendigkeit zur Veranlassung von Sofortmaßnahmen,
- der Veranlassung von dauerhaft bzw. nachhaltig wirksamen Maßnahmen zur Begrenzung möglicher Risiken nach dem Vorsorgeprinzip und
- des Einflusses einer Gewässerbelastung auf die Qualität des Roh- und Trinkwassers, wenn eine gegenseitige Beeinflussung nicht ausgeschlossen werden kann.

Aus diesen Unsicherheiten resultiert ein Bedarf nach klaren Regeln und Handlungsanweisungen für den Fall, dass bisher nicht bewertete und regulierte Stoffe nachgewiesen werden. Die Beurteilung der Konzentration von noch nicht bewerteten Stoffen in Gewässern, im Rohwasser oder im Trinkwasser kann aufgrund der oben genannten, prinzipiell nicht vermeidbaren Unsicherheiten nur nach dem Stand des Wissens unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips erfolgen. Ziel ist es, ein systematisches,

wissenschaftlich basiertes Verfahren festzulegen, das zu einer möglichst raschen und sicheren Bewertung und zu optimierten Handlungen führt. Dieses systematische Prüf- und Bewertungsverfahren ist zum Teil langwierig, muss aber dennoch versuchen, so zeitnah wie möglich, beruhend auf dem aktuellen Wissensstand, zu einer besseren Bewertung entsprechend den Kriterien der WHO „Guidelines for Drinking Water Quality“ zu kommen.

5.2. KONZEPT DES GESUNDHEITLICHEN ORIENTIERUNGSWERTES

Die Grundüberlegung hierbei ist, dass für „neue“ Stoffe, die im Trink- oder Rohwasser entdeckt werden, sehr rasch Entscheidungen entsprechend der Trinkwasserverordnung getroffen werden müssen, ob ein Problem vorliegt, und wenn dies der Fall ist, wie weiter vorzugehen ist. Zur Risikoeinschätzung wurde als Maßstab der so genannte gesundheitliche Orientierungswert (GOW) gewählt (Umweltbundesamt 2003). Dieser seit 2003 eingeführte Begriff steht für einen gesundheitlichen Vorsorgewert für humantoxikologisch nur teil- oder nicht bewertbare trinkwassergängige Stoffe. Seine Höhe ist so bemessen, dass eine spätere, vollständige humantoxikologische Bewertung des betreffenden Stoffes mit Sicherheit auf einen Leitwert führen wird, der größer ist als sein GOW.

Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Art und Wirkung der zu bewertenden Stoffe, werden unterschiedliche GOW-Klassen festgelegt, die nachfolgend per Index als „GOWx“ gekennzeichnet werden. Hinter dem konkreten Index verbirgt sich der jeweilige Stand des Wissens über die Wirkung vieler Stoffe auf Mensch und Umwelt sowie dessen Übertragbarkeit auf den konkret zu bewertenden Stoff. **Die Überschreitung eines GOWx für einen Stoff im Rohwasser stellt nur dann ein relevantes Problem für die Trinkwasserversorgung dar, wenn das Oberflächenwasser direkt zu Trinkwasser aufbereitet wird und die Aufbereitungstechnik für diesen Stoff keine ausreichende Eliminationswirkung besitzt. Aus Vorsorgeüberlegungen wird dennoch für den wasserwirtschaftlichen Vollzug der Anspruch abgeleitet, bereits in den für die Trinkwasserversorgung genutzten Oberflächengewässern grundsätzlich die Einhaltung der GOW anzustreben.**

Der GOW wird in der Dimension „µg Stoff pro Liter Trinkwasser“ [µg/l] angegeben und ist ein Vorsorgewert zum Schutz der menschlichen Gesundheit. Ein GOW wird nur für solche Stoffe

festgelegt, die im Trinkwasser nachgewiesen sind und aufgrund einer unzureichenden Datenlage noch nicht vollständig bewertbar sind. Ein GOW_x wird immer so niedrig festgelegt, dass eine Verbesserung des toxikologischen Wissensstandes in der Regel zu einem höheren (manchmal auch zu demselben), nie jedoch zu einem niedrigeren GOW führen wird. Bei vollständiger Bewertung eines Stoffes nach dem Stand des Wissens wird kein GOW_x, sondern ein gesundheitlicher Leitwert (LW) vergeben. Dieser Leitwert ersetzt dann den GOW_x.

- Der gesundheitliche Orientierungswert GOW₁ (0,1 µg/l) ist ein gesundheitlicher Vorsorgewert zum Schutz vor chronischer (Human)toxizität schwach bis nicht gentoxischer (oder noch nicht entsprechend bewerteter) Stoffe.
- Bei nachweislich gentoxischen Stoffen liegt der Vorsorgewert bei GOW₂ = 0,01 µg/l.
- Bei Stoffen, die nachweislich nicht gentoxisch sind, für die aber darüber hinaus keine aussagekräftigen experimentell bestimmten toxikologischen Daten vorliegen, soll der GOW₃ = 0,3 µg/l (> 0,1 bis ≤ 0,3 µg/l) angewendet werden.
- Bei Stoffen, die ebenfalls nachweislich nicht gentoxisch sind und für die zusätzlich aussagekräftige Daten zur oralen Neurotoxizität und zum keimzellschädigenden Potenzial des Stoffes vorliegen, die aber auf keinen niedrigeren Wert als 0,3 µg/l führen, soll der GOW₄ = 1 µg/l (> 0,3 bis ≤ 1 µg/l) angewendet werden.
- Bei Stoffen, die weder gentoxisch noch keimzellschädigend oder neurotoxisch sind und für die darüber hinaus Daten aus mindestens einer Studie zur subchronisch-oralen Toxizität des Stoffes vorliegen, die nicht auf einen niedrigeren Wert als 1 µg/l hinweisen, soll der GOW₅ = 3 µg/l (> 1 bis ≤ 3 µg/l) angewendet werden.
- Wenn für Stoffe mindestens eine chronisch-orale Toxizitätsstudie vorliegt, aufgrund derer der Stoffe fast vollständig bewertbar ist und die Bewertung nicht zu einem niedrigeren Wert führt, kann die Empfehlung des GOW₆ auch größer als 3 µg/l sein.
- Fehlen experimentelle Daten, so wird ersatzweise die Einstufung des Stoffes im Gesamtbereich >0,1 µg/l bis 3 µg/l dann empfohlen, wenn wissenschaftlich entsprechend belastbare Aussagen zum biochemisch-toxikologischen Potenzial aufgrund der Struktur des Stoffes mittels sog. "Struktur-/Aktivitätsbeziehung" vorliegen bzw. möglich sind.

Tabelle 5 zeigt für einige Spurenstoffe die gesundheitlichen Orientierungswerte, die von der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit durch das Umweltbundesamt veröffentlicht wurden. **Diese Werte sind eine wesentliche Basis für die Einordnung und Bewertung der in den folgenden Kapiteln dargestellten Befunde und Konzentrationswerten von organischen Spurenstoffen im Oberflächen-, Roh- und Trinkwasser.**

Tabelle 5: Gesundheitliche Orientierungswerte und Vorsorgewerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe im Trinkwasser

	EINHEIT	GESUNDHEITLICHER ORIENTIERUNGSWERT (GOW) GESUNDHEITLICH ORIENTIERTE VORSORGE	VORSORGEWERT (VW) TRINKWASSERHYGIENISCHE VORSORGE
ARZNEISTOFFE			
Carbamazepin	µg/l	0,3	≤ 0,1
Diclofenac	µg/l	0,3	≤ 0,1
Phenobarbital	µg/l	0,3	
Ibuprofen	µg/l	1,0	
Röntgenkontrastmittel	µg/l	1,0	
Clofibrat	µg/l	3	0,1
INDUSTRIECHEMIKALIEN			
p-Chloranilin	µg/l	0,01	≤ 0,01
o-Xylidine	µg/l	0,01	≤ 0,01
n-Butylbenzolsulfonamid	µg/l	0,1	≤ 0,1
Tetrachlorbutadien	µg/l	0,1	≤ 0,1
2,4-di-tert-Butylphenol	µg/l	0,3	≤ 0,1
HET + PET	µg/l	1,0	≤ 0,1
TCPP	µg/l	1,0	≤ 0,1
TOSU	µg/l	3,0	≤ 0,1
1,1,1-Trichlorethan	µg/l	3,0	≤ 0,1
EDTA und DTPA	µg/l	10	≤ 0,1
Dikegulac	µg/l	50	
Summe PFOA + PFOS	µg/l	-	≤ 0,1
PFBA		-	7,0 (LW _{TW})
PFBS		3,0	
PFPA		3,0	
PFPS	µg/l	1,0	
PFHxA		1,0	≤ 0,1
PFHxS		0,3	
PFHpA		0,3	
PFHpS		0,3	
PBSM			
PBSM-Wirkstoff	µg/l	0,1 (Grenzwert)	
nicht relevante Metaboliten	µg/l	1,0 bzw. 3,0 gemäß nrM-Empfehlung des UBA	

Quelle: verschiedene Zitate des Umweltbundesamtes, u. a. Umweltbundesamt 2007 und 2008.

6. BELASTUNGSSITUATION

6.1. OBERFLÄCHENGEWÄSSER AM BEISPIEL VON RHEIN UND RUHR

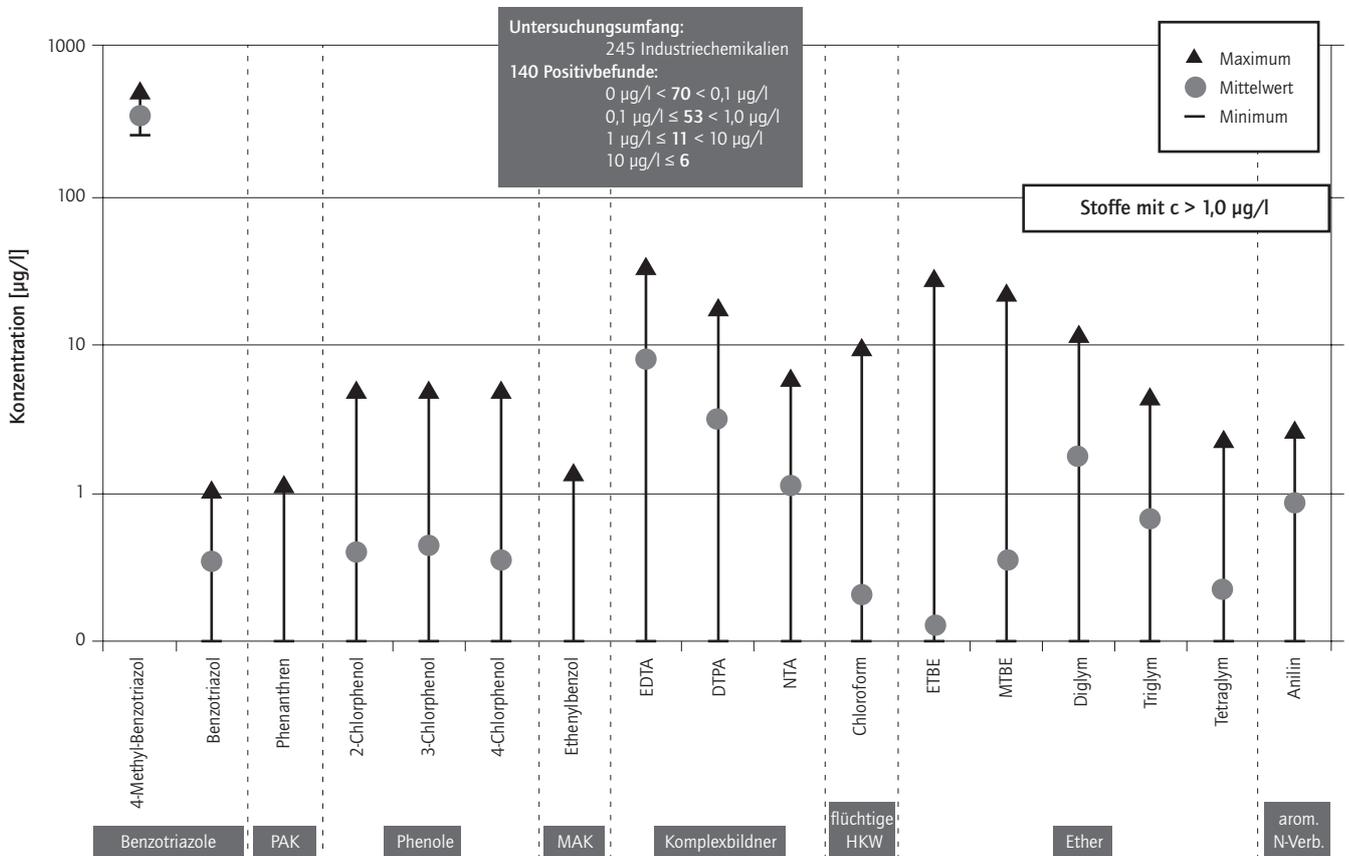
Exemplarisch für die Belastungssituation anthropogen geprägter Oberflächengewässer in Deutschland wurde die Wasserbeschaffenheit der Flüsse Rhein und Ruhr betrachtet. Grundlage für die Bewertung waren Untersuchungsergebnisse des niederländischen Verbandes der Flusswasserwerke (RIWA) und des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW). Die deutsche Arbeitsgemeinschaft der Rhein-Wasserwerke (ARW) stellte für diese Expertise leider keine Daten in elektronischer Form zur Verfügung.

Die RIWA-Datenbank umfasste 141.680 Untersuchungsergebnisse der Messstation Lobith an der deutsch-niederländischen Grenze für den Zeitraum von 1990 bis 2010, davon 63.553 zu

organischen Spurenstoffen. Berücksichtigt wurden die Substanzgruppen Industriechemikalien (38.998 Werte), Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (18.207 Werte), Arzneistoffe (5.304 Werte), Biozide (542 Werte), endokrin wirksame Stoffe (482 Werte) und Süßstoffe (20 Werte).

Das LANUV NRW stellte Ergebnisse zu Industriechemikalien aus dem landeseigenen Monitoring-Programm der Ruhr für den Zeitraum 2000 bis Ende 2009 zur Verfügung. Die Datenbank beinhaltet 112.062 Untersuchungsergebnisse an unterschiedlichen Messstellen im Längsverlauf der Ruhr. Für die Bewertung der Belastung der Gewässer in Nordrhein-Westfalen mit Arzneistoffen stand ein Auszug aus der Gewässerüberwachungssystem-Datenbank (GÜS-DB) zur Verfügung. Dieser Auszug umfasste 38.089 Untersuchungsergebnisse aus dem Zeitraum 2004 bis 2010, die in 596 Oberflächengewässern erhoben wurden.

Abbildung 5: Minimale, mittlere und maximale Konzentrationen von Industriechemikalien im Rhein an der Messstation Lobith



Daten: RIWA.

6.1.1. INDUSTRIECHEMIKALIEN RHEIN

An der Messstation Lobith wurde das Wasser des Rheins im Zeitraum 1990 bis 2010 auf 245 verschiedene Industriechemikalien untersucht. Für 140 Stoffe lagen die Maximalkonzentrationen oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Für jeweils 50 % der Stoffe mit Positivbefund lagen die Maximalwerte unterhalb bzw. oberhalb von 0,1 µg/l (Abbildung 5). 11 Verbindungen konnten mit Maximalwerten zwischen 1 und 10 µg/l nachgewiesen werden, für 6 Stoffe lagen die Höchstkonzentrationen sogar über 10 µg/l. Die Substanzgruppen mit

den höchsten ermittelten Konzentrationen waren die Benzotriazole, polyzyklische und monozyklische aromatische sowie halogenierte Kohlenwasserstoffe, Phenole, Komplexbildner, Ether und aromatisierte Stickstoffverbindungen. Auffallend sind die sehr hohen Werte für 4-Methyl-Benzotriazol, die bis zu 520 µg/l erreichen können.

Eine Übersicht über bisher im Rhein an der Messstation Lobith nachgewiesenen Industriechemikalien und deren Konzentrationsbereiche gibt die Tabelle 6.

Tabelle 6: Bisher im Rhein bei Lobith nachgewiesene Industriechemikalien mit Angabe der Konzentrationsbereiche.

KONZENTRATIONSBEREICH			
> 10 µg/l	1 - 10 µg/L	0,1 - 1 µg/l	0 - 0,1 µg/l
4-Methyl-Benzotriazol	Chloroform	5-Methylbenzotriazol	Naphthalin
Ethylendinitrilotetraacetat (EDTA)	Nitilotriacetat (NTA)	2,4,5-Trichloranilin	cis-1,2-Dichlorethen
Ethyl-Tertiär-Butylether (ETBE)	2-Chlorphenol	2,6-Dichloranilin	di-Isopropylether (DIPE)
Methyl-Tertiär-Butylether (MTBE)	3-Chlorphenol	1,4-Dioxan	2,4-Dichlorphenol
Diethylentriaminpentaacetat (DTPA)	4-Chlorphenol	Tetrachlorortho-Phtalsaure	3-Chloranilin
Diglym	Triglym	Benzol	3-Methylanilin
	Anilin	Pyren	Benz[k]Fluoranthen
	Tetraglym	Fluoranthen	Benzo[ghi]Perylen
	Ethenylbenzol	Trichloressigsäure	Tris(2-Chlorethyl)Phosphat (TCEP)
	Phenanthren	Tetrachlorethen	2,3,5,6-Tetrachlorphenol
	Benzotriazol	Toluol	2,3,5-Trichlorphenol
		Chrysen	Cyclohexan
		4-Methylanilin	1,2-Dichlorpropan
		Dichlormethan	2,4,6-Trichlorphenol
		2-Chloranilin	1,2,3-Trimethylbenzol
		Indeno[1,2,3-cd]Pyren	2,3-Dichlorphenol
		Triphenylphosphinoxid (TPPO)	3,4-Dichlorphenol
		2,6-Dichlorphenol	Acenaphthylen
		Dimethylamin	Tribrommethan
		N-Methylanilin	1,2,4-Trimethylbenzol
		1,2-Dichlorethan	2-Ethyltoluol
		3,5-Dichlorphenol	1,2-Dichlorbenzol
		Benz[a]Anthracen	2,3,4,6-Tetrachlorphenol
		Diethylamin	2,3,4-Trichlorphenol
		Trichlorethen	3,4,5-Trichlorphenol
		2,3-Dichloranilin	4-Chloranilin
		3,4-Dichloranilin	Acenaphthen
		Benz[b]Fluoranthen	Coronen

		Fluoren	Cyclohexanon
		Monochloressigsäure	Dibenz[a,h]Anthracen
		1,1,1-Trichlorethan	Dicyclopentadien
		3,5-Dichloraniline	1,2,3-Trichlorpropan
		Aceton	2,3,4,5-Tetrachlorphenol
		Benz[a]Pyren	Dimethyldisulfid
		Dimethoxymethan	N-Nitrosomorpholin
		Ethylbenzol	1,3,5-Trimethylbenzol
		Anthracen	1,3-Dichlorbenzol
		1,2-Dimethylbenzol (o-Xylol)	1,4-Dichlorbenzol
		Benzo[E]Pyren	3-Ethyltoluol
		Pentachlorphenol	4-Ethyltoluol
		1,3- und 1,4-Dimethylbenzol	2,3,6-Trichlorphenol
		Perfluorbutanoat (PFBA)	PCB 153
		1,3-Diol,2,2-Trimethylpentan	PCB 180
		2,4,5-Trichlorphenol	PCB 138
		Tetraacetylethylendiamin (TAED)	Propylbenzol
		Tributylphosphat	1,1,2-Trichlorethan
		Perfluorbutansulfonat (PFBS)	1,2,3-Trichlorbenzol
		Perfluoroctansulfonat (PFOS)	1,2,4-Trichlorbenzol
		2,4-Dichloranilin	1,3 Dichlorpropan
		Bromdichlormethan	cis-1,3-Dichlorpropen
		Dibromchlormethan	Dibenzopyridin (Acridin)
		Iso-Propylbenzol	Methylmethacrylat
		Tetrachlorkohlenstoff	trans-1,2-Dichlorethen
			trans-1,3-Dichlorpropen
			Perfluorhexansulfonat (PFHS)
			Perfluoroctanoat (PFOA)
			N-Nitrosodimethylamin
			PCB 118
			1H,1H,2H,2H-Perfluoroctansulfonat
			PCB 101
			Perfluorhexanoat
			Hexachlorbutadien
			Perfluorpentanoat (PFPA)
			PCB 52
			Perfluordecanoat (PFDA)
			Perfluorheptanoat (PFHpA)
			PCB 28
			Perfluoroctansulfonsäureamid (PFOSA)
			Perfluorundecanoat
			Pentachlorbenzol

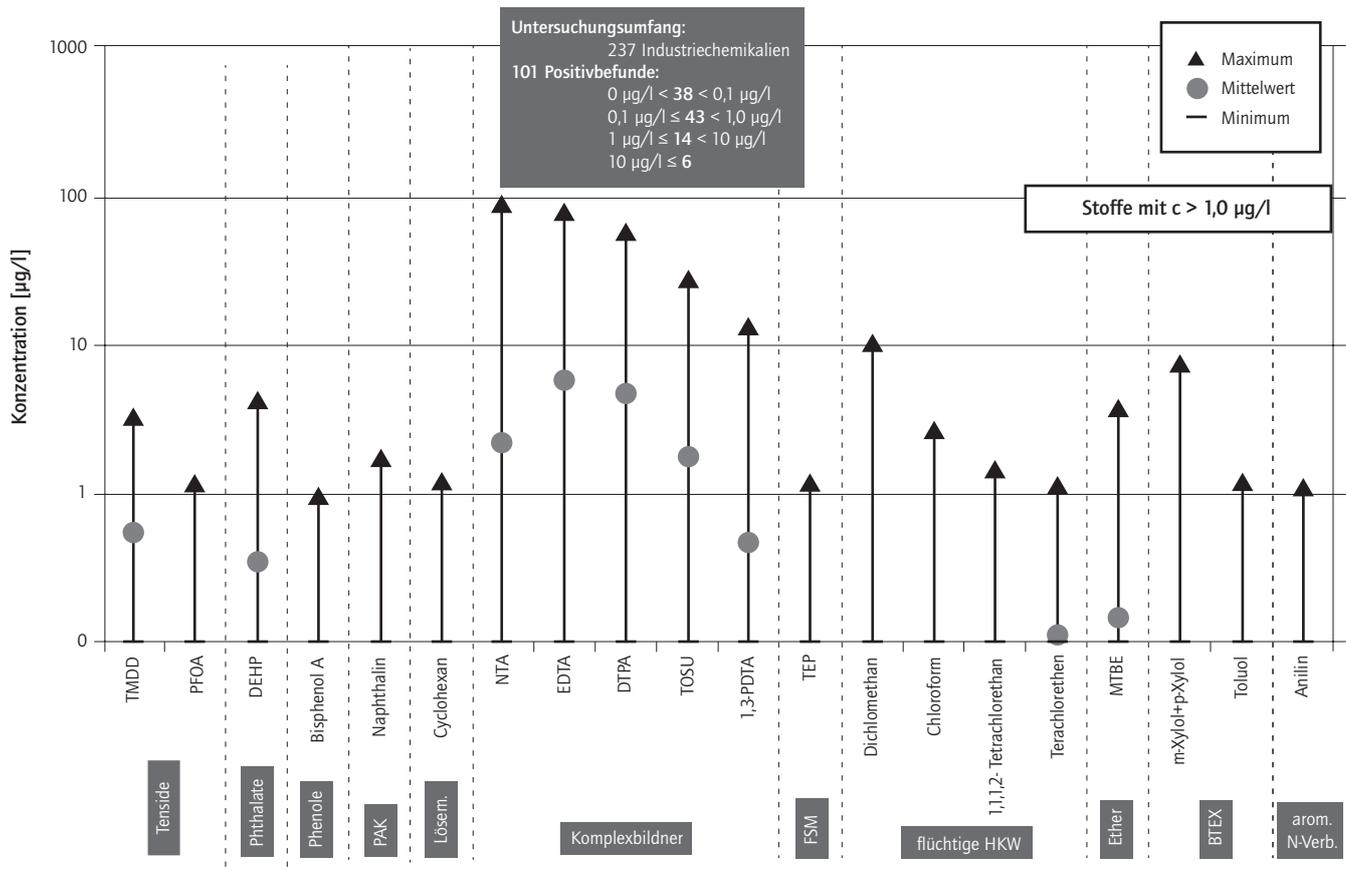
Daten: RIWA.

Ruhr: Von insgesamt 237 untersuchten Industriechemikalien wurden in der Ruhr im Zeitraum 2000 bis 2009 101 Verbindungen nachgewiesen, von denen 63 eine Maximalkonzentration von größer 0,1 µg/l aufwiesen. Für 16 Industriechemikalien lagen die Maximalwerte oberhalb von 1,0 µg/l (Abbildung 6). Die Substanzgruppen mit den höchsten Konzentrationen im Wasser der Ruhr waren Tenside, Phthalate, Phenole, polyzyklische und halogenierte Kohlenwasserstoffe, Lösungsmittel, Komplexbildner, Flammschutzmittel, Ether, BTEX- und aromatische Stickstoffverbindungen. Von besonderer Bedeutung für die Wasserqualität der Ruhr sind die Komplexbildner, die Maximalkonzentrationen von bis zu 100 µg/l erreichen können.

6.1.2. ARZNEISTOFFE

Um die Belastung nordrhein-westfälischer Oberflächengewässer mit Arzneistoffen zu erfassen, wurden im Zeitraum 2004 bis 2010 596 Gewässer beprobt und auf 42 Wirkstoffe und Metabolite untersucht. 38 % von 38.089 untersuchten Proben waren mit Positivbefund. Insgesamt konnten 39 Arzneistoffe bzw. Metabolite mit Konzentrationen von bis zu 30 µg/l nachgewiesen werden. Die Wirkstoffgruppe mit den höchsten Maximalwerten war erwartungsgemäß die der Röntgenkontrastmittel. Neben den Röntgenkontrastmitteln konnten für die Stoffe Ibuprofen, Sulfamethoxazol, Metoprolol, Sotalol, Bezafibrat und Carbamazepin Höchstkonzentrationen von mehr als 1 µg/l ermittelt werden.

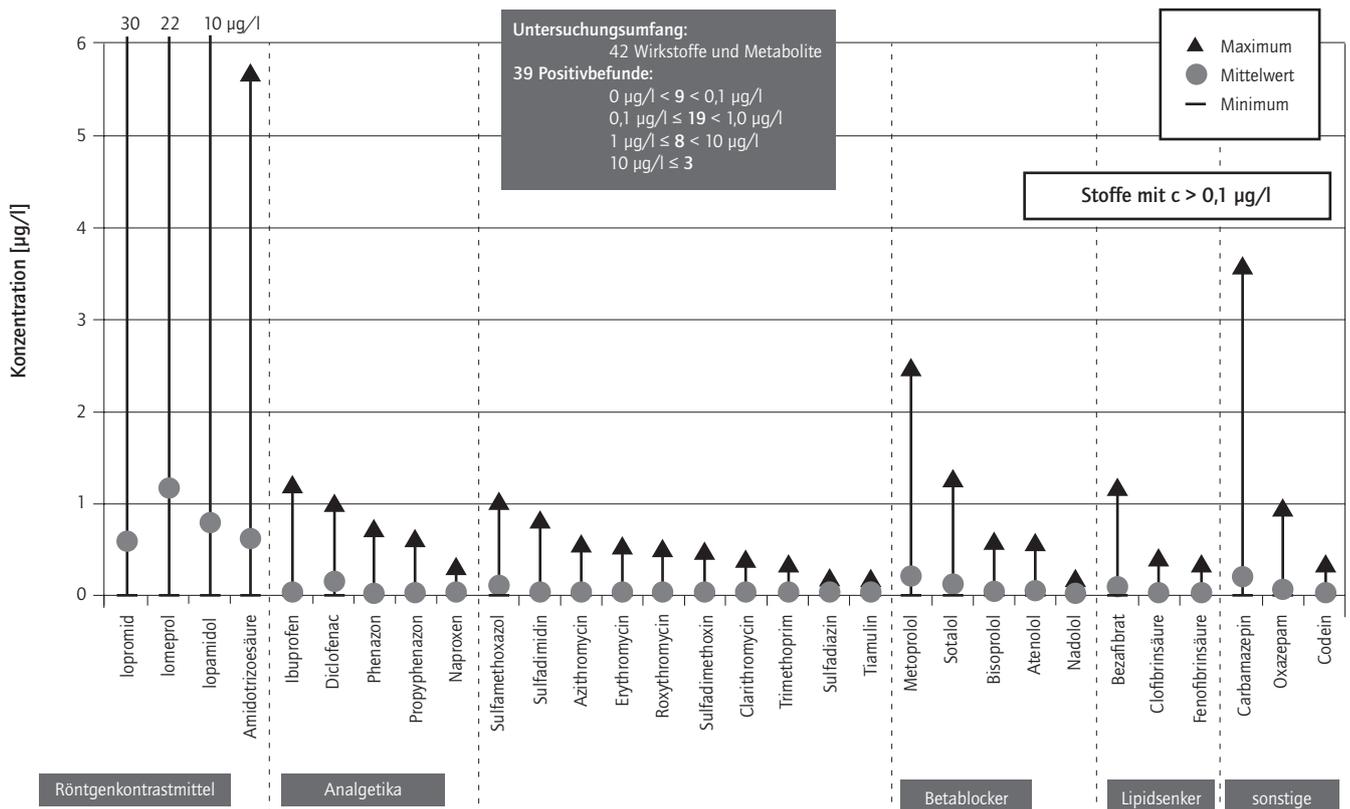
Abbildung 6: Minimale, mittlere und maximale Konzentrationen von Industriechemikalien in der Ruhr



Daten: LANUV NRW.



Abbildung 7: Minimale, mittlere und maximale Konzentrationen von Arzneistoffen in Oberflächengewässern Nordrhein-Westfalens



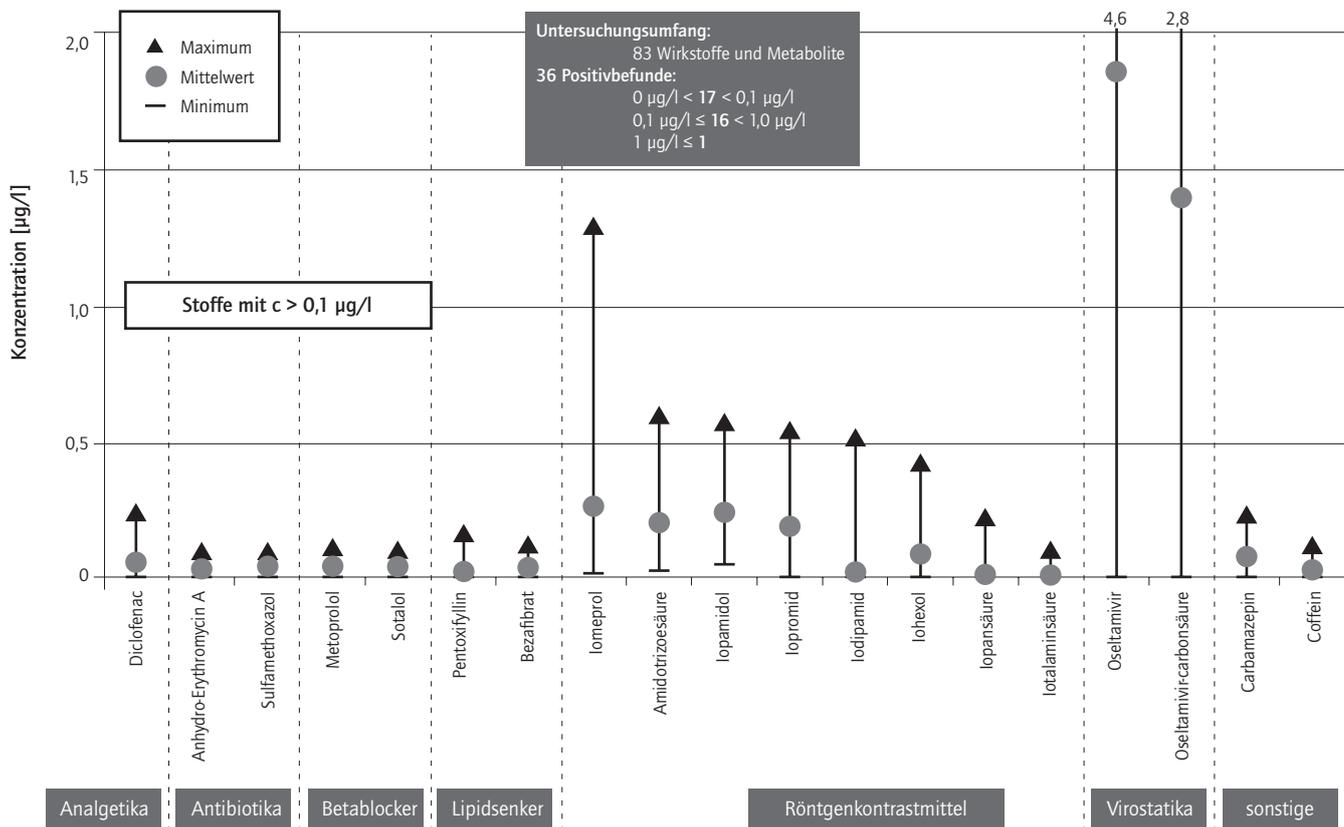
Daten: LANUV NRW, Zeitraum: 2004 bis 2010.

Rhein: An der Messstation Lobith wird das Wasser des Rheins seit 2002 auf 83 Arzneistoffe und Metabolite untersucht. Bisher wurden 19 Substanzen in Konzentrationen über 0,1 µg/l nachgewiesen. Die Verbindungen mit Maximalkonzentrationen im Rheinwasser über 0,1 µg/l sind in der Abbildung 8 dargestellt.

Häufig verordnete Arzneimittel wurden regelmäßig im Rhein nachgewiesen. Die höchsten Einzelstoffkonzentrationen von bis zu 4,6 µg/l wurden für das Virostatikum Oseltamivir und dessen Metabolit Oseltamivir-Carbonsäure ermittelt. Oseltamivir ist der Wirkstoff des während der Schweinegrippe-Pandemie in großen Mengen verabreichten Medikaments Tamiflu®. Die Maximalwerte der übrigen nachgewiesenen Wirkstoffe lagen unterhalb von 1 µg/l, aber z. T. deutlich oberhalb von 0,1 µg/l. Für acht Röntgenkontrastmittel wurden maximale Konzentrationen von mehr

als 0,1 µg/l ermittelt. Die höchsten Konzentrationen mit Werten über 0,5 µg/l und bis zu 1,3 µg/l wurden für die Verbindungen Iomeprol, Amidotrizoesäure, Iopamidol, Iopromid und Iodipamid ermittelt. Auch Rückstände von Antibiotika wurden in den Rheinwasserproben nachgewiesen. Die Konzentrationen waren aber in der Regel um den Faktor 10 niedriger als für die übrigen pharmazeutischen Wirkstoffe und Röntgenkontrastmittel und lagen z. T. deutlich unterhalb des Zielwertes von 0,1 µg/l. Die höchsten Konzentrationen wurden für die Verbindungen Erythromycin und Sulfamethoxazol (jeweils bis 0,11 µg/l) ermittelt, während die Konzentrationen der übrigen nachgewiesenen Verbindungen (Clindamycin, Chloramphenicol, Clarithromycin, Roxithromycin, Trimethoprim und Enrofloxacin) einen Wert von 0,1 µg/l nicht überschritten. Neben den Röntgenkontrastmitteln und Antibiotika sind Diclofenac, verschiedene Betablocker und Lipidsenker sowie Carbamazepin von besonderer Bedeutung.

Abbildung 8: Minimale, mittlere und maximale Konzentrationen von Arzneistoffen im Rhein bei Lobith



Daten: RIWA, Zeitraum: 2002 bis 2010.

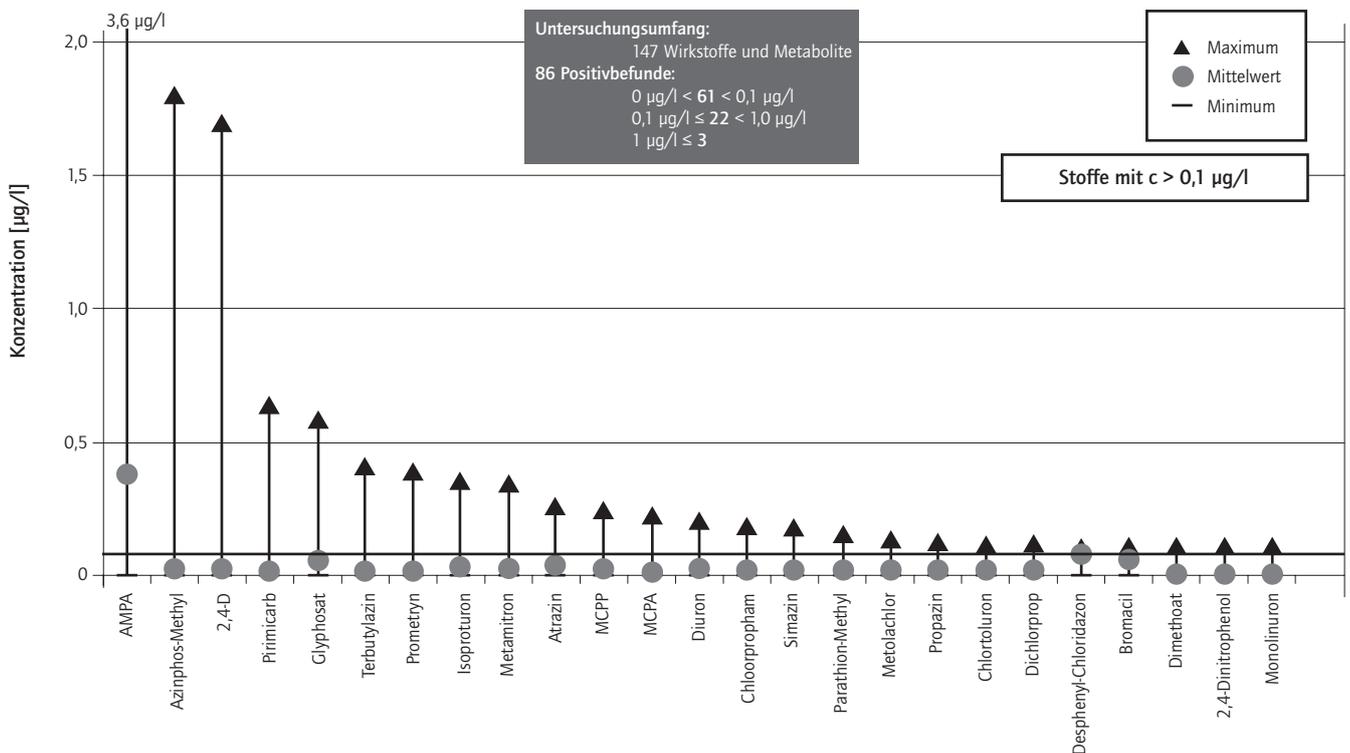
6.1.3. PFLANZENBEHANDLUNGS- UND SCHÄDLINGSBEKÄMPFUNGSMITTEL

Rhein: Aufgrund des niedrigen Grenzwertes von $0,1 \mu\text{g/l}$ im Trinkwasser sind Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel seit vielen Jahren für Wasserwerke mit einer Nutzung von Oberflächenwasser beeinflusstem Rohwasser zur Trinkwassergewinnung von großer Bedeutung. Obwohl die PBSM-Konzentrationen im Rhein seit den 80er Jahren rückläufig sind, werden immer wieder erhöhte und auffällige Befunde von einzelnen Wirkstoffen beobachtet. Die Ergebnisse der seit 1990 durchgeführten Untersuchungen des Rheinwassers bei Lobith auf PBSM-Wirkstoffe zeigen, dass der Wert von $0,1 \mu\text{g/l}$ für zahlreiche Wirkstoffe erreicht und z. T. deutlich überschritten wurde.

Im Zeitraum 1990 bis 2010 lagen für 86 Wirkstoffe und Metabolite die Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze. Für 25 Wirkstoffe wurde der Werte von $0,1 \mu\text{g/l}$ überschritten. Die höchsten Konzentrationen im Rheinwasser von über $0,5 \mu\text{g/l}$ wiesen die Verbindungen AMPA, Azinphos-Methyl, 2,4 D, Primicarb und Glyphosat auf. Bemerkenswert sind die hohen Konzentrationen von bis zu $3,6 \mu\text{g/l}$ für das Abbauprodukt von Glyphosat AMPA. AMPA ist im Vergleich zum Ausgangsstoff Glyphosat vergleichsweise stabil und sorbiert weniger gut am Boden, so dass der Eintrag in den Rhein sowohl über oberflächliche Abschwemmungen als auch durch Abwassereinleitungen erfolgen kann.



Abbildung 9: Minimale, mittlere und maximale Konzentrationen von PSM im Rhein bei Lobith



Daten: RIWA, Zeitraum: 1990 bis 2010.

6.1.4. ENDOKRIN WIRKSAME VERBINDUNGEN

Seit 2003 wird an der Station Lobith das Rheinwasser auf endokrin wirksame Verbindungen untersucht. Von 21 untersuchten Verbindungen wurden bisher nur die fünf Stoffe Di(2-Ethylhexyl)Phtalat (DEHP), N-Octacosan, 4-tert-Octylphenol, Bisphenol A und 4-Nonylphenol als Isomergemisch nachgewiesen (Abbildung 10). Die Maximalwerte für DEHP, N-Octacosan, 4-tert-Octylphenol und Bisphenol A überschritten dabei einen Wert von 0,1 µg/l zum Teil deutlich (DEHP bis 2,8 µg/l).

6.1.5. TRENDS

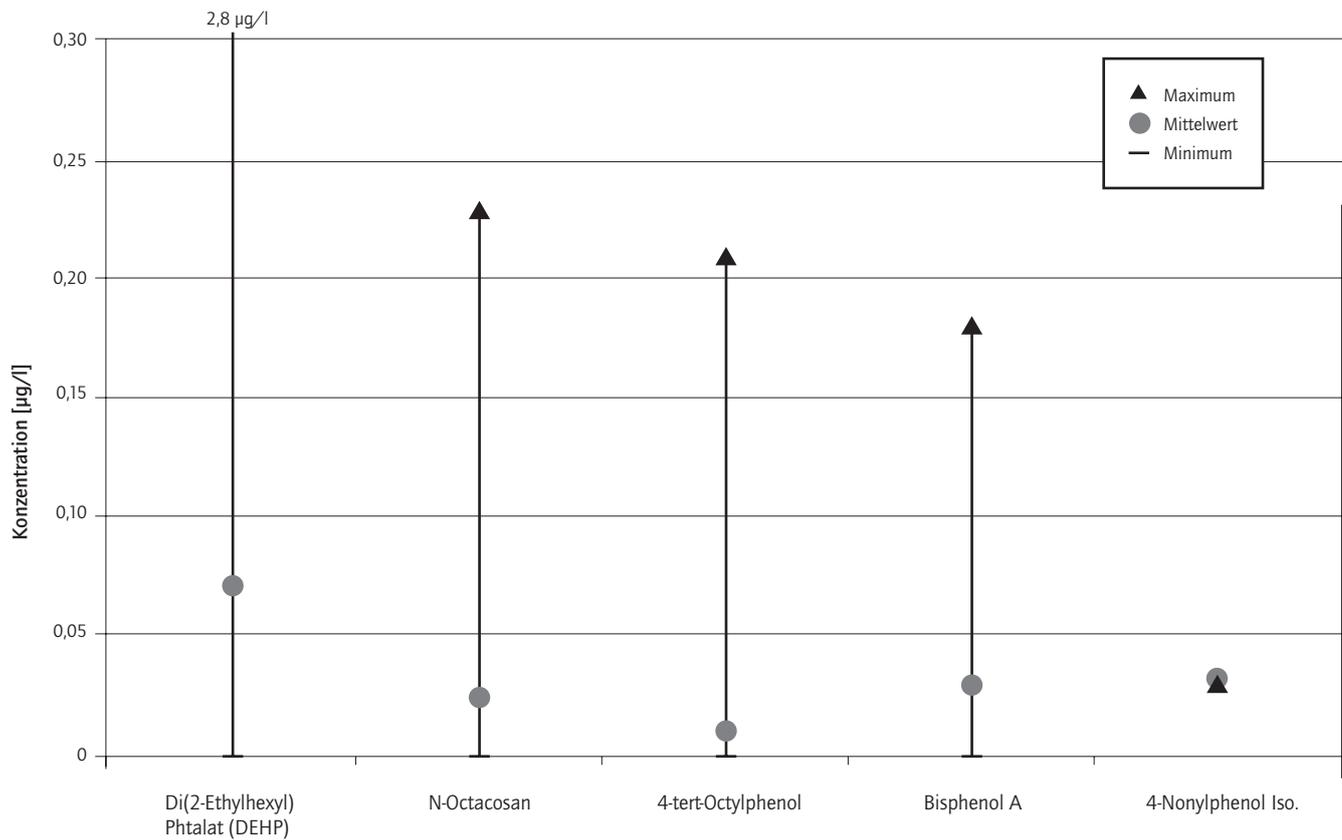
Die Trends in der Entwicklung der Konzentrationen und Frachten von wesentlichen, wasserwirtschaftlich relevanten organischen Spurenstoffen werden auf der Grundlage der RIWA-Datenbank mit Messwerten aus dem Zeitraum 1990 bis 2010 dargestellt. Generell kann festgestellt werden, dass für die meisten organischen Wasserinhaltsstoffe (Industriechemikalien, Pflanzen-

behandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, endokrin wirksame Verbindungen und Mehrzahl der Arzneistoffe) eine Abnahme der ermittelten Konzentrationen festzustellen ist.¹ *Allerdings gelingt häufig der Nachweis „neuer“ Substanzen, wie die Befunde von Korrosionsinhibitoren, PSM-Metaboliten oder saisonal verabreichten Arzneistoffe (Oseltamivir und Abbauprodukte) zeigen. Diese neuen Substanzen rechtzeitig zu erkennen, muss eine zentrale, gemeinschaftliche Aufgabe von Behörden, Industrie- und Gewerbeunternehmen, abwasserbeseitigungspflichtigen Wasserverbänden, Wasserversorgungsunternehmen und Forschungsinstituten sein.*

Für den Großteil der im Rhein untersuchten Arzneistoffe wurden abnehmende Konzentrationen im Zeitraum 2002 bis 2010 festgestellt werden. Ansteigende Konzentrationen wurden lediglich für die Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Iopamidol, Iohexol und Ioxitalaminsäure sowie für die Betablocker Bisoprolol und Metoprolol beobachtet (Abbildung 11).

¹ Auf eine weitere Auswertung und grafische Darstellung wird deshalb verzichtet.

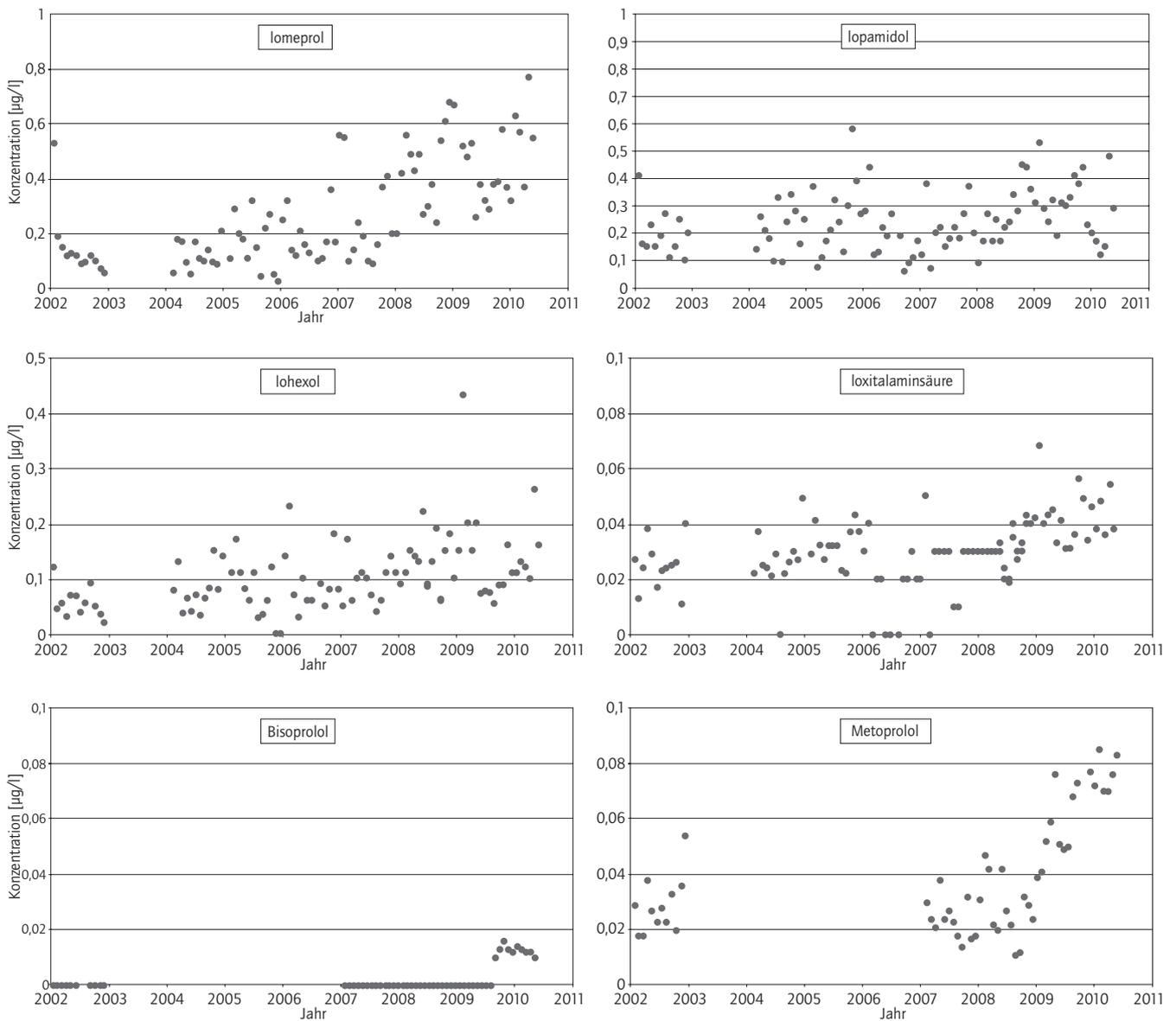
Abbildung 10: Minimale, mittlere und maximale Konzentrationen von endokrin wirksamen Verbindungen im Rhein bei Lobith



Daten: RIWA, Zeitraum: 1990 bis 2010.



Abbildung 11: Entwicklung der Konzentration ausgewählter Arzneistoffe im Rhein an der Station Lobith im Zeitraum 2002 bis 2010

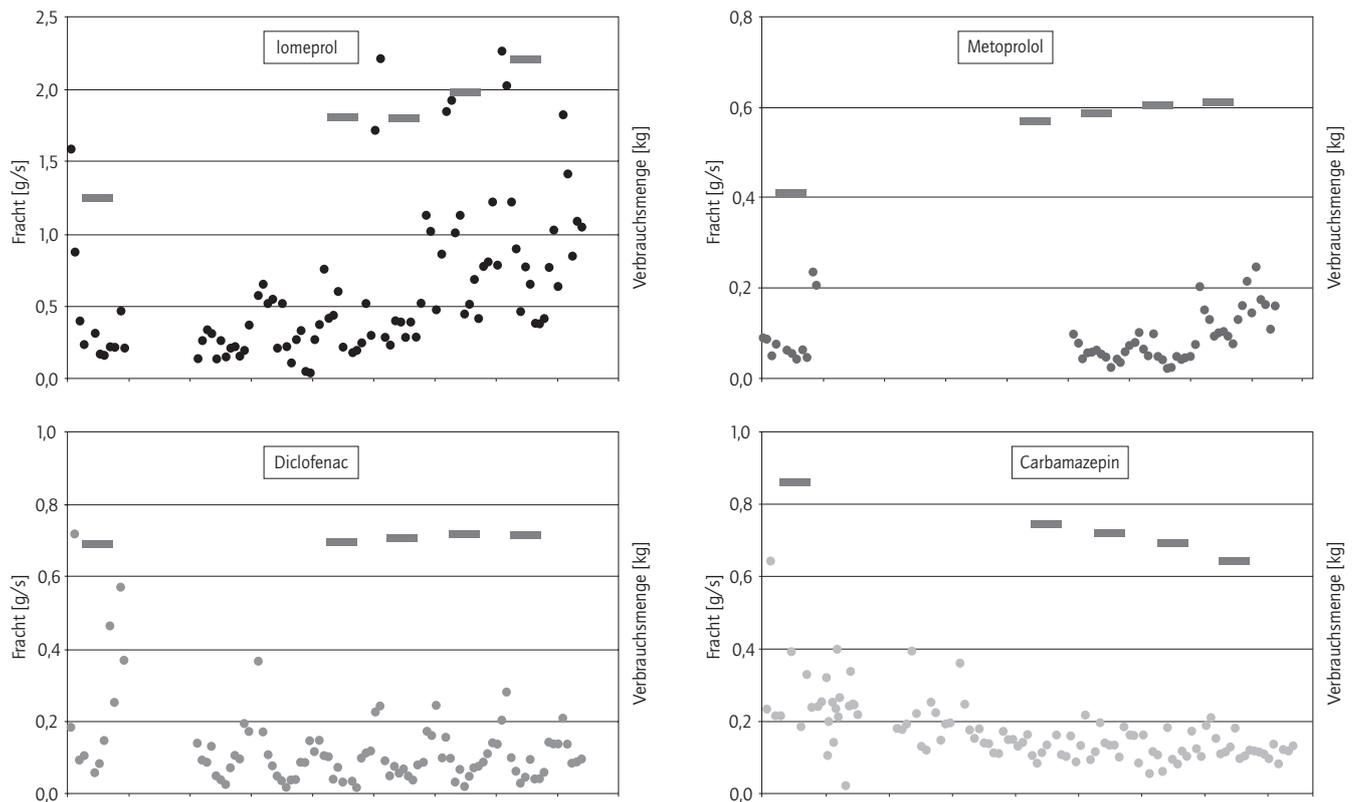


Daten: RIWA.

Die Entwicklung der Stofffrachten von Arzneistoffen im Rhein korreliert sehr gut mit den Verbrauchsmengen in Deutschland (Abbildung 12). **So sollte bei Vorliegen von zurückliegenden und aktuellen Daten zu den Verschreibungs- und Verbrauchs-**

mengen von Arzneistoffen in Deutschland eine Prognose des Auftretens neuer Arzneistoffe sowie die Entwicklung von auf dem Markt befindlichen Wirkstoffen in Oberflächengewässern prinzipiell möglich sein.

Abbildung 12: Vergleich der Verbrauchsmengen ausgewählter Arzneistoffe mit der Entwicklung der Frachten im Rhein an der Station Lobith



Daten: RIWA; Verbrauchsmengen aufgrund von Urheberrechten anonymisiert.

6.2. TRINKWASSER

Verglichen mit der großen Zahl an Daten über die Belastung von Oberflächengewässern sind relativ wenige Daten über Trinkwasserkontaminationen publiziert worden. Auf der Ebene der Bundesländer existieren zum Teil Berichte oder Datenzusammenstellungen zur Trinkwasserqualität, die in der Regel auf den im Rahmen der Qualitätskontrolle der Wasserwerke durchgeführten Untersuchungen basieren. Hierbei ist der Parameterumfang und die Häufigkeit der Untersuchungen durch die Vorgaben der Trinkwasserverordnung festgelegt. Diese beinhaltet nur relativ wenige organische Spurenstoffe und auch für diese werden einzelne Positivbefunde zwar benannt, aber nicht mit Messwerten belegt. Andere Stoffgruppen, von denen bekannt ist, dass sie im Trinkwasser auftauchen können (zum Beispiel Arzneimittel), werden bei größeren Versorgern untersucht, Daten dazu aber in der Regel nicht veröffentlicht. Eine Zusammenfassung der

in Bayern im Jahre 2005 durchgeführten Untersuchungen auf Pestizide im Trinkwasser gibt zumindest einige wenige Angaben zur Belastungssituation (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2006). Grundlage hierzu sind die Erhebungen der Gesundheitsbehörden. Das Institut für Wasserforschung GmbH führte eine Literaturlauswertung im Hinblick auf die gemessene Kontaminante, die zugehörige Stoffgruppe, die in Roh- und Trinkwasser gemessenen Konzentrationen (Mittel- und Maximalwert), die Rohwasserherkunft, die Aufbereitung sowie das Untersuchungsgebiet und den -zeitraum durch (Institut für Wasserforschung GmbH 2010). In dieser Recherche wurden insgesamt 151 Stoffe identifiziert. Als wesentliche Stoffgruppen traten Arzneimittel (einschl. deren Metabolite, Antibiotika, Hormone und Röntgenkontrastmittel), Flammschutzmittel, PBSM und deren Metabolite, Lösemittel, Personal Care Products (einschl. Duftstoffe) und Weichmacher auf, deren Anzahl in Tabelle 7 zusammengestellt sind und sich auf 117 Substanzen summiert. Die restlichen 34



Tabelle 7: Ausgewählte Stoffgruppen mit der Anzahl von Stoffen mit Positivbefunden im Trinkwasser

STOFFGRUPPE	ARZNEIMITTEL	PCP	FLAMMSCHUTZMITTEL	PBSM	LÖSEMittel	WEICHMACHER
Zahl der Stoffe	33	10	3	45	18	8

Quelle: PCP – Personal Care Products; Institut für Wasserforschung GmbH 2010.

Stoffe verteilen sich auf verschiedene Stoffgruppen. Befunde werden auch für Abbauprodukte von Detergentien (Nonylphe-nole), die Komplexbildner EDTA und DTPA und das Benzinadditiv MTBE genannt. Eine gewisse Sonderstellung nehmen die in Trinkwasser detektierten Nitrosamine ein, die bei der Chlorung und Ozonung aus organischen Stickstoffverbindungen oder auch bei einer Reihe von technischen Prozessen aus Amin- en gebildet werden. Weitere Stoffe wie Nitrobenzol oder Toluol können keinen spezifischen Gruppen zugeordnet werden, sondern treten in einer Vielzahl von industriellen Prozessen als End- oder Zwischenprodukt auf.

Daten des LANUV NRW aus dem Zeitraum 2000 bis 2010 sowie eine Auswertung durch die Arbeitsgemeinschaft der Wasser-

werke an der Ruhr (AWWR) von Daten zur Oberflächen-, Grund-, Roh- und Trinkwasserqualität aus dem Zeitraum 2003 bis 2006 ermöglichten eine belastbare Auswertung der Trinkwasserqualität der Ruhrwasserwerke mit Industriechemikalien und Arzneistoffen (PBSM wurden nicht berücksichtigt). Neben den Arzneistoffen und Röntgenkontrastmitteln wurden Flammschutzmittel, Kohlenwasserstoffe, Perfluor-tenside und Komplexbildner nachgewiesen. Bemerkenswert sind die sehr hohen Konzentrationen der Kom- plexbildner EDTA und DTPA sowie von Sulfolan.

Eine Auswertung der deutschen Literatur und Datenbanken durch das IWW ergab, dass von 51 untersuchten Wirkstoffen im Trinkwasser bisher 23 Stoffe nachgewiesen werden konnten (IWW 2010, Tabelle 8).

Tabelle 8: Auswertung der Datenbank MEC hinsichtlich der untersuchten Arzneiwirkstoffe und ihrer Metabolite in Deutschland und im europäischen Ausland

MATRIX	DATENBANK-EINTRÄGE		ANZAHL UNTERSUCHTER WIRKSTOFFE		WIRKSTOFFE MIT POSITIVBEFUND	
	Deutschland	Europäisches Ausland	Deutschland	Europäisches Ausland	Deutschland	Europäisches Ausland
Kläranlagenablauf	1.385	625	135	115	111	84
Oberflächengewässer	3.785	974	170	147	131	100
Grundwasser	1.022	145	108	36	55	15
Uferfiltrat	300	10	53	5	22	2
Rohwasser	41	0	13	0	11	0
Trinkwasser	249	61	51	25	23	13
Klärschlamm	82	20	23	5	23	5
Gülle	90	2	21	1	21	1
Fäzes/Dung	7	4	3	2	3	2
Boden	115	33	15	16	15	2
Sediment	14	80	9	25	3	7
Alle Matrices	7.132	2.046	192	163	156	126

Quelle: IWW 2010.

7. KONZENTRATIONEN UND WIRKUNGEN VON ARZNEISTOFFEN IN DER UMWELT: ERGEBNISSE EINES GUTACHTENS IM AUFTRAG DES UMWELTBUNDESAMTES

7.1. EINLEITUNG UND HINTERGRUND

Über das Auftreten verschiedener Arzneistoffe in der Umwelt wird in der Literatur seit einigen Jahren zunehmend berichtet. Verschiedene dieser Rückstände – zum Teil polare Abbauprodukte einzelner Wirkstoffe – können inzwischen als umweltrelevante Stoffe mit einem hohen Verbreitungsgrad angesehen werden. Insbesondere die polaren Metaboliten, deren Mobilität im Oberflächenwasser und Grundwasserleiter als hoch eingeschätzt wird, können Wasserversorgungsunternehmen bekanntlich Probleme bereiten, die ihr Trinkwasser aus uferfiltriertem Grundwasser bzw. direkt oder indirekt (Grundwasseranreicherung) aus Oberflächenwasser gewinnen.

Vor diesem Hintergrund beauftragte das Umweltbundesamt das IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH mit der Zusammenstellung der gemessenen Umweltkonzentrationen in verschiedenen Umweltkompartimenten, der Bewertung der ökotoxikologischen Wirkung und der Erarbeitung von Vorschlägen zum Monitoring von Arzneistoffen (IWW 2010). Hierzu wurden deutschland- und europaweit erhobene Monitoringdaten zu den Umweltmatrices Oberflächengewässer, Grundwasser, Trinkwasser, Klärschlamm, Wirtschaftsdünger, Boden, Sediment sowie Kläranlagenablauf aus einer Vielzahl von Bund- und Länderberichten, Berichten relevanter EU-Projekte, wissenschaftlichen Veröffentlichungen und verfügbaren Routineerhebungen (Untersuchungen aus Wasserwerken und Kläranlagen) gesichtet, ausgewertet und in eine Datenbank sowie eine Literaturdatenbank eingepflegt.

7.2. VERBRAUCHSMENGEN VON HUMAN-ARZNEISTOFFEN

Die Verbrauchsmengen der in Deutschland in der Humanmedizin eingesetzten Arzneistoffe wurden erstmals umfassend im Rahmen des Forschungsvorhabens "Mengenermittlung und Systematisierung von Arzneiwirkstoffen im Rahmen der Umweltprüfung von Human- und Tierarzneimitteln gemäß § 28 AMG" erhoben. Diese vom Umweltbundesamt veröffentlichten Mengendaten beruhen auf Verkaufszahlen der Firma Intercontinental Marketing Services Health AG (IMS Health AG 2002) und auf Angaben des Wissenschaftlichen Instituts der AOK

(WidO) (Hushek und Kregel 2003) zu den Verschreibungen. Dem IWW wurden für diese Studie Verbrauchsmengen der Jahre 2002 sowie für die Jahre 2006 bis 2009 von IMS Health AG zur Verfügung gestellt, die nur für dieses Gutachten verwendet und ausgewertet werden durften. Aus diesem Grund werden in den folgenden Ausführungen keine absoluten Mengenangaben, sondern nur relative Veränderungen im Zeitraum 2002 bis 2009 dargestellt. Für die Auswertung wurden nur Verbindungen berücksichtigt, die im Jahr 2009 in einer Menge von mehr als 5 t/a verkauft wurden (insgesamt 131 Arzneistoffe). Ausgehend vom Jahr 2002 nahmen die Arzneistoffverbräuche um 28 % zu. In der prozentualen Veränderung der Mengen zwischen 2002 und 2009 gab es jedoch gravierende Unterschiede zwischen den Wirkstoffgruppen. So lagen die Extremwerte zwischen einer Zunahme von 1.306 % für die beta-Lactamase-Inhibitoren und -66 % für die Blutplasmaersatzstoffe (Abbildung 13). Die Zuwachsraten für die verbrauchstärksten Gruppen lagen bei 26 % für die Analgetika, 30 % für die Antibiotika und 120 % für die Antidiabetika.

Von besonderer Bedeutung für das rechtzeitige Erkennen von Arzneistoffen in der Umwelt und für die Anpassung von bestehenden Monitoringprogrammen ist die Kenntnis des Markteintritts neuer Stoffe und der Ersatz oder die Anwendungsreduzierung älterer Wirkstoffe. In Abbildung 14 wird exemplarisch für wichtige Wirkstoffgruppen die Veränderung des Wirkstoffspektrums für den Zeitraum 2002 bis 2009 prozentual dargestellt. Folgende Wirkstoffe erlangten entweder durch deutlich gestiegene Verbrauchszahlen oder durch Neuerscheinung im Markt in diesem Zeitraum besondere Bedeutung: Analgetika (Ibuprofen, Metamizol), Antibiotika (Sulbactam, Cefuroximeaxetil, Piperacillin, Ceftriaxon, Levofloxacin, Clindamycin), Antiepileptika (Levetiracetam, Quetiapin, Oxcarbazepin, Valproinsäure), Betablocker (Bisoprolol, Metoprolol), Lipidsenker (Simvastatin) und Röntgenkontrastmittel (Iobitridol, Iomeprol, Iohexol, Iodixanol).



Abbildung 13: Prozentuale Veränderung der Verbrauchsmenge differenziert nach Wirkstoffgruppen zwischen 2002 und 2009

Veränderung der Verbrauchsmenge zwischen 2002 und 2009

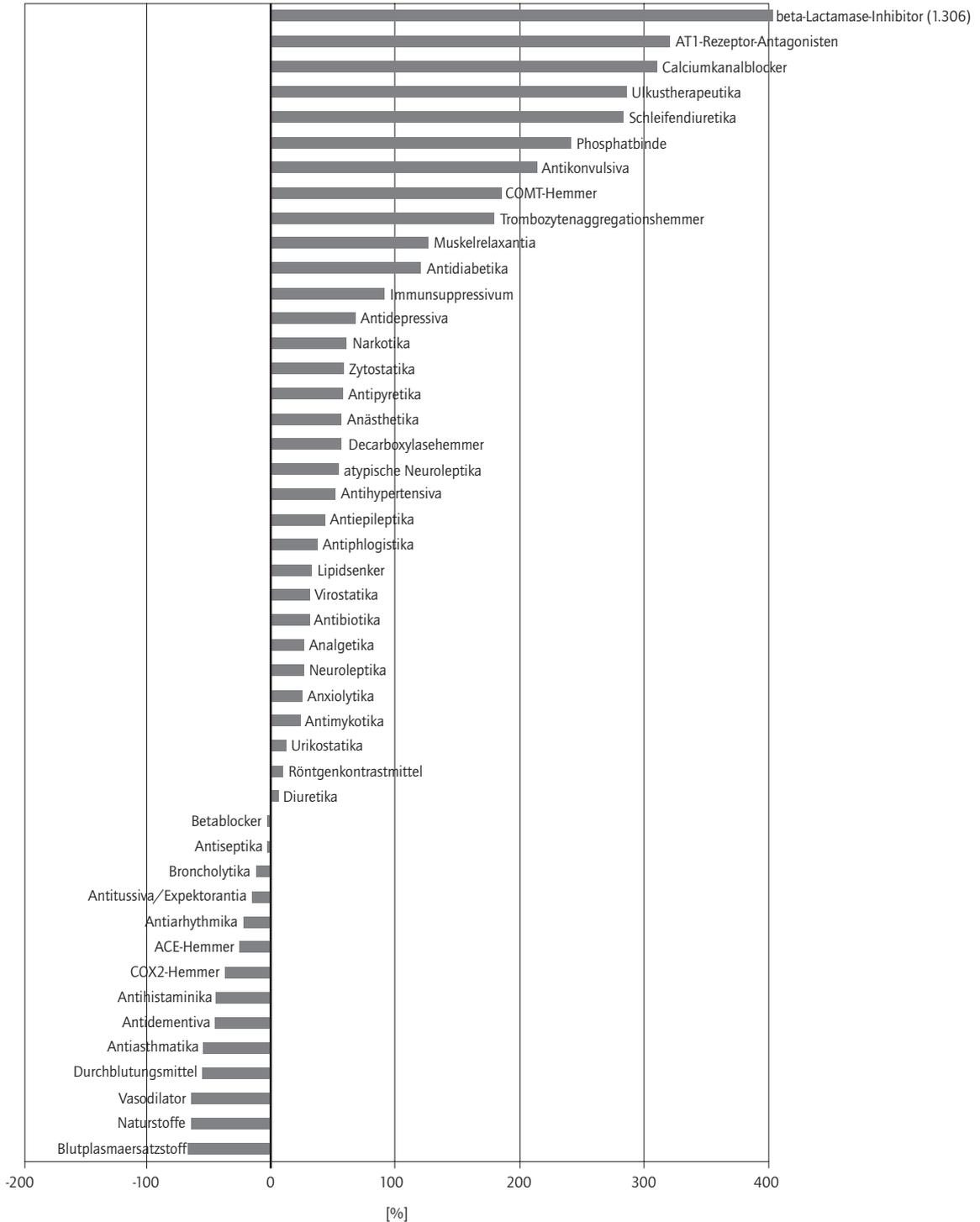
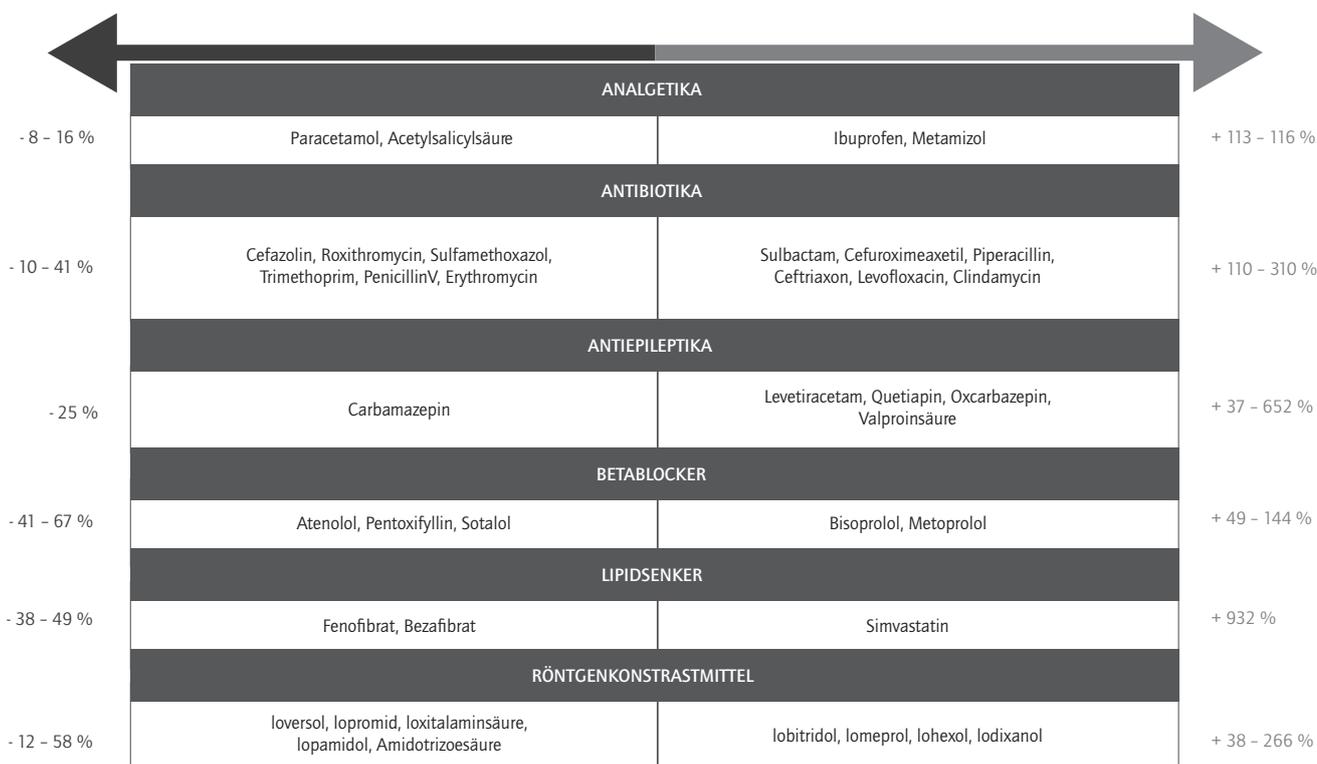


Abbildung 14: Veränderung des Arzneistoffspektrums ausgewählter Wirkstoffgruppen im Zeitraum 2002 bis 2009



Daten: IMS Health AG.

7.3. UMWELTKONZENTRATIONEN VON ARZNEISTOFFEN

Im Rahmen der Studie wurden 10.150 Monitoringdaten für insgesamt 274 Wirkstoffe, davon 27 Wirkstoff-Metaboliten, erfasst. Zu den größten Wirkstoffgruppen zählen Antibiotika (107 Wirkstoffe), Analgetika (21), Antiparasitika (17) und Betablocker (16). Von diesen untersuchten Wirkstoffen lassen sich 156 einer hauptsächlich human- und 39 einer hauptsächlich veterinärpharmakologischen Anwendung zuordnen. Die Zuordnung der übrigen Wirkstoffe scheint wegen kombinierter Anwendungen nicht eindeutig möglich.

In Deutschland liegen Untersuchungen zu Umweltkonzentrationen für 192 Wirkstoffe (davon 19 Metabolite) in der Datenbank vor. Die meisten Wirkstoffe wurden in den Matrices Oberflächengewässer, Kläranlagenablauf und Grundwasser untersucht, in anderen Umweltmatrices ist das Spektrum der untersuchten Wirkstoffe deutlich geringer. Generell nimmt die Anzahl der untersuchten Wirkstoffe entlang des Eintragspfades Oberflächengewässer-Grundwasser/Uferfiltrat-Trinkwasser und entlang des Eintragspfades Gülle/Klärschlamm-Boden deutlich ab.

Zu 156 der 192 untersuchten Wirkstoffe liegt mindestens ein Positivbefund in einer Umweltmatrix vor, davon für 19 Metabolite. In Oberflächengewässern wurden Röntgenkontrastmittel vereinzelt mit Extremwerten von 20 bis 100 µg/l nachgewiesen (Ternes und Hirsch 2000). Solche Konzentrationen stellen zwar seltene Extremereignisse dar, jedoch wurden insgesamt 35 Wirkstoffe identifiziert, die mit Höchstkonzentrationen über 1 µg/l im Oberflächengewässer nachgewiesen wurden (Abbildung 15). Die Höchstkonzentrationen der meisten Wirkstoffe wurden im Bereich von 0,1 bis 1 µg/l gemessen. Im Grundwasser wurden noch 13 Wirkstoffe mit Maximalwerten > 1 µg/l nachgewiesen; die meisten Wirkstoffe weisen aber Konzentrationen unter 0,1 µg/l auf. Im Trinkwasser liegt nach dem Stand der Literaturlauswertung für 23 Wirkstoffe und Metabolite mindestens ein Positivbefund vor; diese Messwerte beziehen sich jedoch teilweise auf einen sehr kleinen Probenumfang (Abbildung 16). Die acht Wirkstoffe, die im Trinkwasser mit Konzentrationen über 0,1 µg/l nachgewiesen wurden, gehören zur Gruppe der Analgetika, Röntgenkontrastmittel, Lipidsenker und ihrer Metabolite.



Abbildung 15: Anzahl der Wirkstoffe mit Positivbefund in Oberflächengewässern, Grundwasser und Trinkwasser in Deutschland, dargestellt nach Konzentrationsklassen der höchsten gemessenen Konzentration MEC_{max}

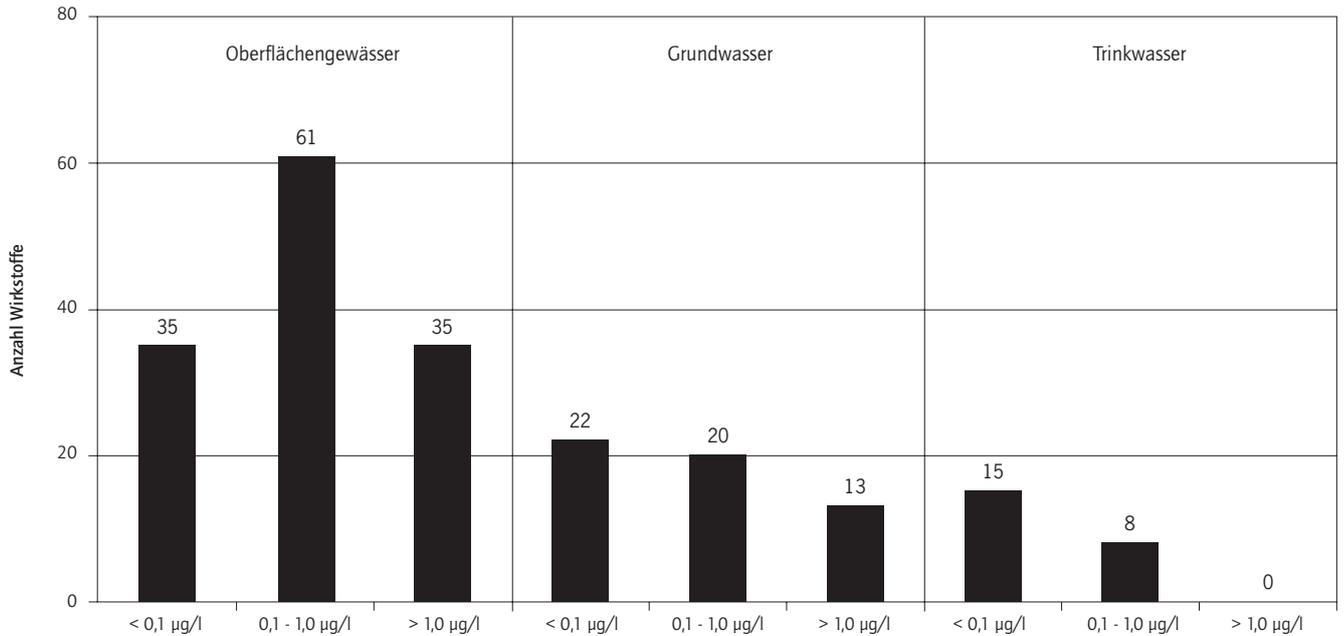
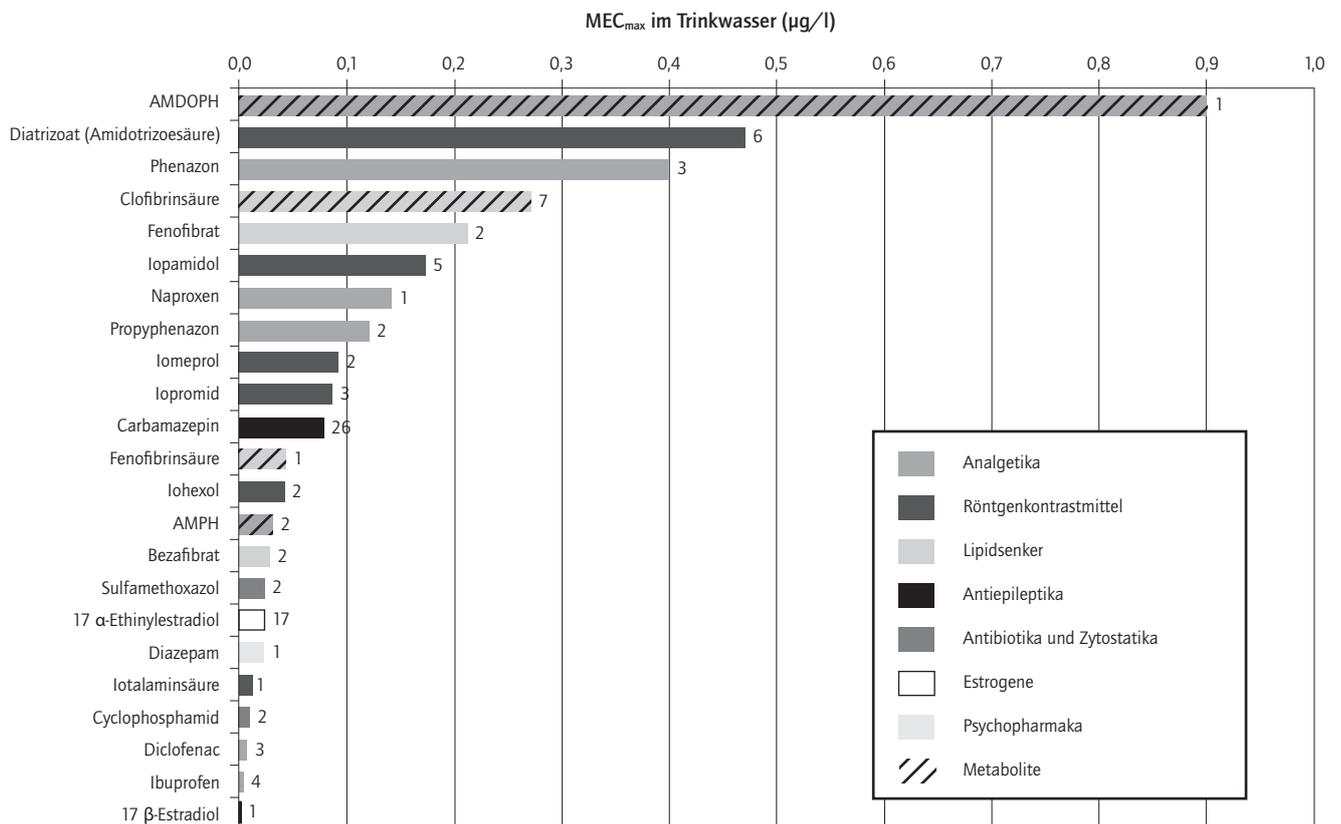


Abbildung 16: Wirkstoffe mit mindestens einem Positivbefund im Trinkwasser in Deutschland, dargestellt nach der höchsten im Trinkwasser gemessenen Konzentration MEC_{max,TW}. Die Zahlenangabe am Balken gibt die Anzahl der Datenbankeinträge im Trinkwasser an



7.4. UMWELTWIRKUNGEN VON ARZNEISTOFFEN

Ökotoxikologische Daten liegen für 251 Wirkstoffe und 236 Organismen vor. Die ökotoxikologisch am häufigsten untersuchten Wirkstoffgruppen sind die Antibiotika und die Antiparasitika, gefolgt von den Analgetika, Antidepressiva und Betablockern (Abbildung 17). Bereits an 6. und 7. Stelle folgen die hochwirk-

samen Verbindungen der Estrogene und Zytostatika. In der Abbildung 18 sind die Arzneistoffe in der Reihenfolge der Anzahl der ökotoxikologischen Daten dargestellt (nur Stoffe mit mehr als 10 Messwerten). Die meisten Werte liegen für die in Regel veterinärpharmazeutisch eingesetzten Wirkstoffe Ivermectin und Oxytetracyclin sowie für den Humanarzneistoff Fluoxetin (Antidepressivum) vor.

Abbildung 17: Anzahl der ökotoxikologischen Daten für die verschiedenen Wirkstoffgruppen (dargestellt sind die 20 bedeutendsten von insgesamt 73 Wirkstoffgruppen)

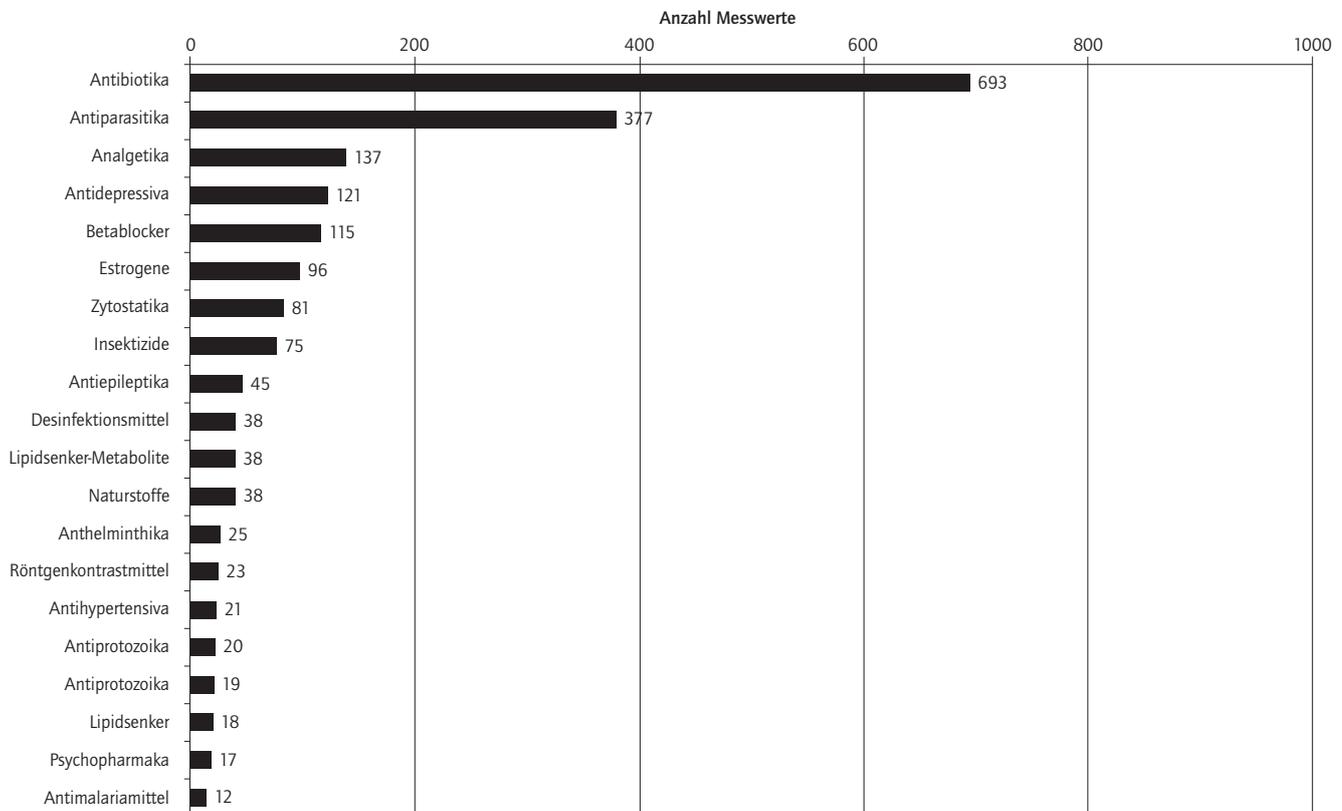
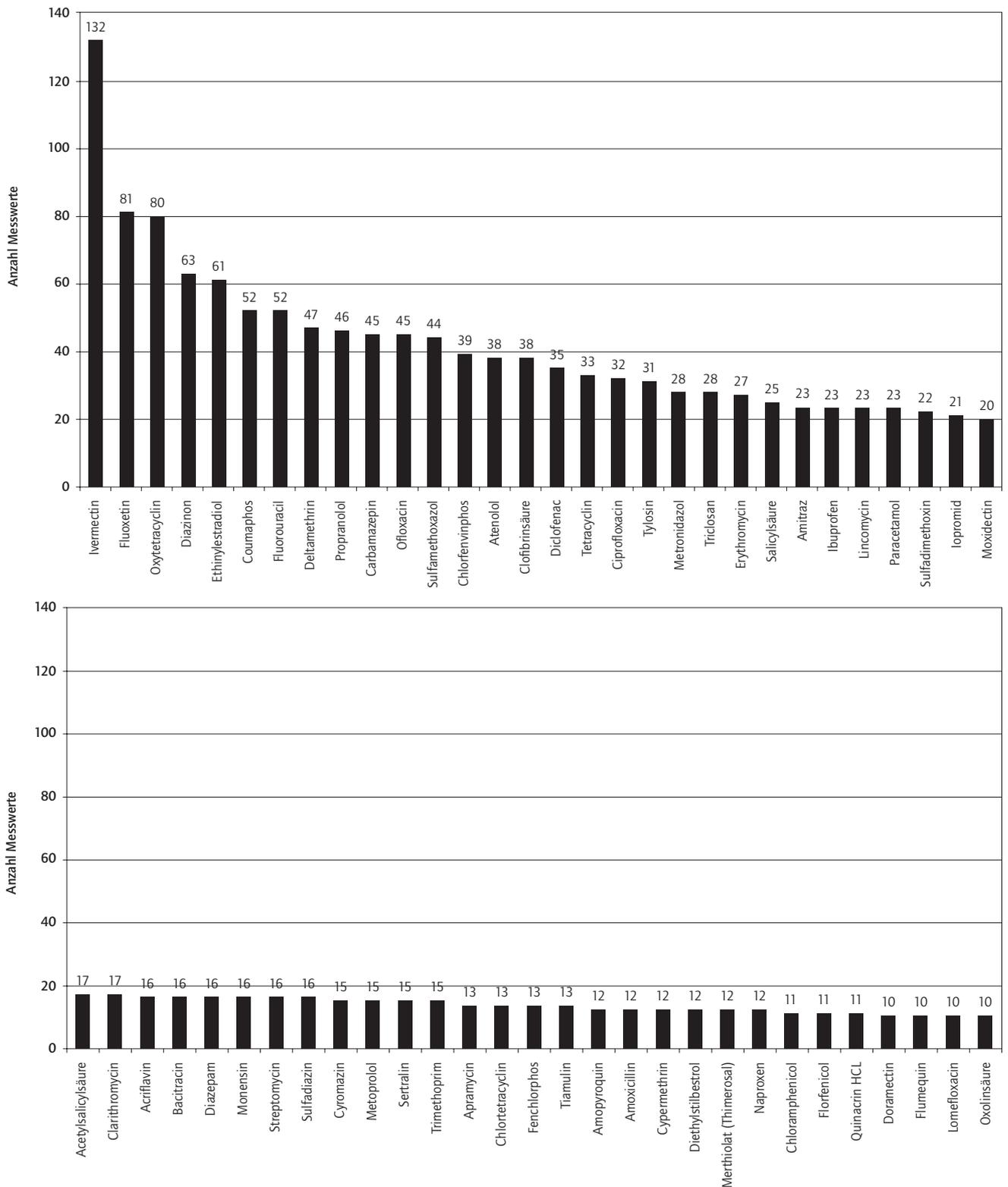


Abbildung 18: Anzahl der ökotoxikologischen Daten für einzelne Arzneistoffe (in Abbildungen wurden nur Arzneistoffe mit Werten > 10 berücksichtigt)



7.4.1. WIRKUNGSANALYSE

Das Ziel einer Wirkungsanalyse ist die Ermittlung der Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer, unterhalb derer keine schädigenden Effekte auf das aquatische System bzw. die in ihm lebenden Organismen zu besorgen sind. Die maßgebliche Größe ist hierbei der PNEC-Wert (PNEC = Predicted No Effect Concentration). Er wird auf der Basis der mit ökotoxikologischen Tests gewonnenen Wirkwerte ermittelt.

Das Umweltisiko eines Stoffes wird aus dem Vergleich von Exposition und Wirkung abgeleitet. Hierzu wird der PNEC-Wert einer gemessenen (Measured Environmental Concentration = MEC) oder geschätzten Konzentration (Predicted Environmental Concentration = PEC) der Arzneiwirkstoffe in den Umweltmedien gegenübergestellt. Der Quotient aus MEC bzw. PEC und PNEC charakterisiert das Risiko der Substanz für die Umwelt. Ergibt der Vergleich MEC bzw. PEC/PNEC Werte < 1 , so ist davon auszugehen, dass von der betreffenden Substanz nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand kein Risiko für die Umwelt ausgeht. Liegt der Wert über 1, werden Maßnahmen zur Risikovermeidung und Risikominderung erforderlich.

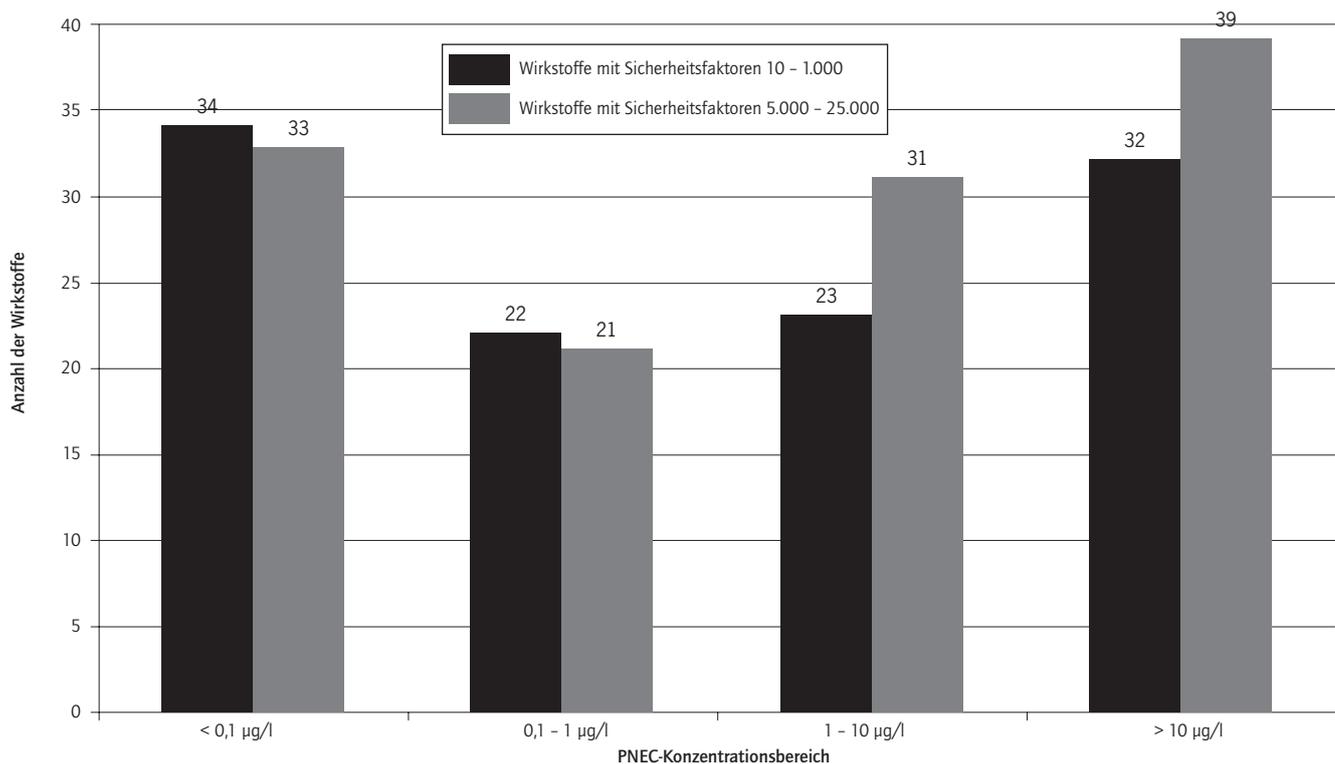
7.4.2. BERECHNUNG DER PNEC-WERTE

Zur Berechnung der PNEC-Werte wurde zunächst für jeden Arzneistoff der jeweils niedrigste ermittelte Wert (NOEC für chronische Tests, EC_{50}/LC_{50} für akute Tests) für eine ökotoxikologische Wirkung auf den empfindlichsten Testorganismen ermittelt. Anschließend wurde dieser niedrigste Wirkungswert durch den Sicherheitsfaktor dividiert.

$$\text{PNEC} = \frac{\text{niedrigster bekannter Wirkungswert}}{\text{Sicherheitsfaktor}}$$

Für insgesamt 235 Arzneistoffe und Metabolite konnten PNEC-Werte für das Umweltkompartiment Wasser berechnet werden. Bei den folgenden Betrachtungen wird zwischen Wirkstoffen unterschieden, für die eine sehr gute bis ausreichende Datenbasis zur ökotoxikologischen Bewertung vorliegt (111 Wirkstoffe mit Risikofaktoren 10 bis 1.000) und für die die Datenbasis mangelhaft ist (124 Wirkstoffe mit Risikofaktoren 5.000 bis 25.000). Die berechneten PNEC-Werte wurden in vier Kategorien unterteilt: $< 0,1 \mu\text{g/l}$, $0,1 - 1 \mu\text{g/l}$, $1 - 10 \mu\text{g/l}$ und $> 10 \mu\text{g/l}$. Unterhalb eines PNEC-Wertes von $0,1 \mu\text{g/l}$ liegen 34 Arzneistoffen mit sehr

Abbildung 19: Konzentrationsbereiche der für 235 Arzneistoffe berechneten PNEC-Werte, unterschieden in Stoffe mit sehr guter bis ausreichender und mangelhafter ökotoxikologischer Datenbasis



guter bis ausreichender und 33 Arzneistoffe mit mangelhafter Datenbasis (Abbildung 19). In einem Konzentrationsbereich von 0,1 bis 1 µg/l, der für Arzneistoffe in Oberflächengewässern nicht selten ist, befinden sich noch 22 bzw. 21 Stoffe.

7.4.3. BERECHNUNG DER MEC/PNEC-VERHÄLTNISSE

Ausgehend von den 131 Wirkstoffen, die in Oberflächengewässern in Deutschland nachgewiesen wurden und von den 251 Wirkstoffen, für die ökotoxikologische Daten vorliegen, ist es lediglich für eine gemeinsame Schnittmenge von 70 Wirkstoffen möglich, MEC/PNEC-Verhältnisse zu berechnen. Für die auf Sicherheit ausgelegte Auswertung (worst-case Abschätzung)

wurden die höchsten in den deutschen Oberflächengewässern gemessenen Umweltkonzentrationen (MEC_{max}) den niedrigsten PNEC des empfindlichsten Organismus gegenübergestellt. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 9 sowie in Abbildung 20 und Abbildung 21 dargestellt. Für 19 Arzneistoffe mit sehr guter bis ausreichender ökotoxikologischer Datenbasis wurden MEC/PNEC-Verhältnisse größer 1 berechnet. Von diesen sind zwölf Antibiotika, zwei Estrogene, zwei Analgetika, ein Betablocker, ein Antiepileptikum und ein Antikonvulsivum (Abbildung 20). Neun Wirkstoffe mit mangelhafter ökologischer Datenbasis und folglich Sicherheitsfaktoren von 5.000 und 25.000 besitzen ein MEC/PNEC > 1 (drei Antibiotika, zwei Estrogene, ein Analgetikum, ein Antimykotikum, ein Betablocker, ein Lipidsenker; Abbildung 21)

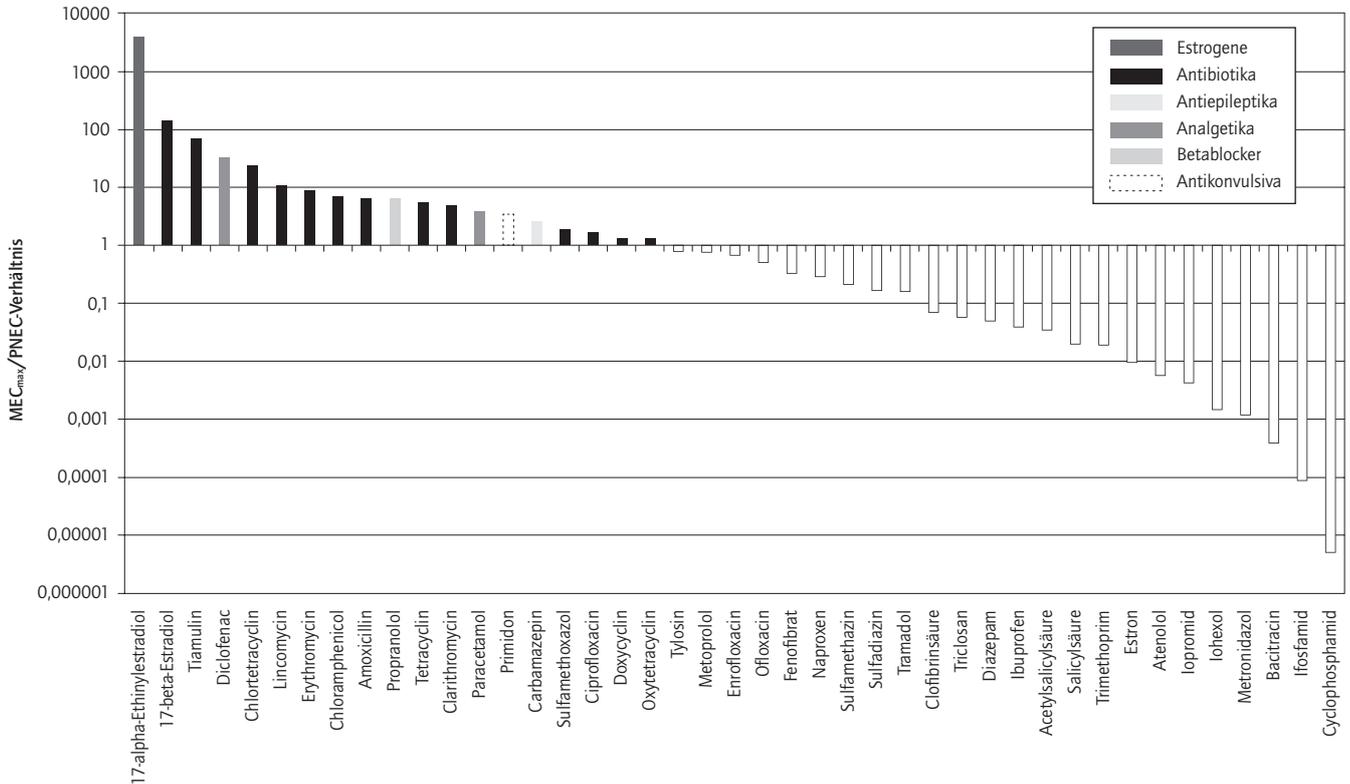
Tabelle 9: MEC/PNEC-Verhältnisse von 70 Arzneistoffe mit Positivbefunden in deutschen Oberflächengewässern

WIRKSTOFF	NIEDRIGSTE WIRKKONZENTRATION	SICHERHEITSFAKTOR	PNEC	MEC _{MAX}	MEC _{MAX} /PNEC
	[µg/l]		[·]	[µg/l]	[µg/l]
17-alpha-Ethinylestradiol	1,00E-04	10	1,00E-05	0,038	3,8E+03
17-beta-Estradiol	1,00E-03	50	2,00E-05	0,003	1,4E+02
Tiamulin	3,00E+00	1.000	3,00E-03	0,200	6,7E+01
Diclofenac	1,00E+00	10	1,00E-01	3,100	3,1E+01
Chlortetracyclin	3,00E+01	1.000	3,00E-02	0,690	2,3E+01
Lincomycin	7,00E+01	1.000	7,00E-02	0,730	1,0E+01
Erythromycin	1,03E+01	50	2,06E-01	1,700	8,3E+00
Chloramphenicol	1,87E+01	1.000	1,87E-02	0,130	7,0E+00
Amoxicillin	7,80E-01	50	1,56E-02	0,100	6,4E+00
Propranolol	1,00E+00	10	1,00E-01	0,590	5,9E+00
Tetracyclin	2,51E+01	100	2,51E-01	1,340	5,3E+00
Clarithromycin	2,00E+00	10	2,00E-01	0,980	4,9E+00
Paracetamol	1,00E+03	1.000	1,00E+00	3,590	3,6E+00
Primidon	1,60E+01	50	3,20E-01	1,100	3,4E+00
Carbamazepin	2,50E+01	10	2,50E+00	6,100	2,4E+00
Sulfamethoxazol	5,90E+00	10	5,90E-01	1,130	1,9E+00
Ciprofloxacin	1,80E+00	50	3,60E-02	0,060	1,7E+00
Doxycyclin	5,40E+01	1.000	5,40E-02	0,070	1,3E+00
Oxytetracyclin	5,49E+01	50	1,10E+00	1,340	1,2E+00
Tylosin	3,40E+01	100	3,40E-01	0,280	8,2E-01
Metoprolol	3,20E+03	1.000	3,20E+00	2,500	7,8E-01
Enrofloxacin	1,43E+01	1.000	1,43E-02	0,010	7,0E-01
Ofloxacin	1,13E+00	10	1,13E-01	0,060	5,3E-01
Fenofibrat	8,00E+01	50	1,60E+00	0,550	3,4E-01
Naproxen	3,30E+02	100	3,30E+00	0,990	3,0E-01

Sulfamethazin	1,00E+03	1.000	1,00E+00	0,220	2,2E-01
Sulfadiazin	1,35E+02	100	1,35E+00	0,230	1,7E-01
Tramadol	1,60E+01	50	3,20E-01	0,052	1,6E-01
Clofibrinsäure	2,46E+02	10	2,46E+01	1,750	7,1E-02
Triclosan	6,90E-01	10	6,90E-02	0,004	5,9E-02
Diazepam	2,73E+02	100	2,73E+00	0,140	5,1E-02
Ibuprofen	3,00E+03	50	6,00E+01	2,430	4,1E-02
Acetylsalicylsäure	1,00E+03	100	1,00E+01	0,360	3,6E-02
Salicylsäure	2,00E+04	100	2,00E+02	4,100	2,1E-02
Trimethoprim	1,00E+03	50	2,00E+01	0,390	2,0E-02
Estron	1,00E+01	100	1,00E-01	0,001	1,0E-02
Atenolol	1,00E+03	10	1,00E+02	0,580	5,8E-03
Iopromid	6,80E+04	10	6,80E+03	30,000	4,4E-03
Iohexol	1,00E+05	100	1,00E+03	1,500	1,5E-03
Metronidazol	1,80E+03	50	3,60E+01	0,044	1,2E-03
Bacitracin	5,00E+03	1.000	5,00E+00	0,002	4,0E-04
Ifosfamid	1,00E+05	50	2,00E+03	0,180	9,0E-05
Cyclophosphamid	9,84E+05	50	1,97E+04	0,100	5,1E-06
Clotrimazol	1,70E-02	25.000	6,80E-07	0,005	7,4E+03
Sulfadimethoxin	4,40E+01	5.000	8,80E-03	15,000	1,7E+03
Sulfadimidin	3,81E+02	25.000	1,52E-02	4,000	2,6E+02
Norethisteron	2,16E+02	5.000	4,32E-02	1,000	2,3E+01
Nadolol	1,00E+02	5.000	2,00E-02	0,180	9,0E+00
Mestranol	5,00E+02	25.000	2,00E-02	0,150	7,5E+00
Bezafibrat	6,00E+03	5.000	1,20E+00	5,000	4,2E+00
Roxithromycin	1,00E+03	5.000	2,00E-01	0,560	2,8E+00
Indometacin	5,80E+03	25.000	2,32E-01	0,250	1,1E+00
Pentobarbital	4,95E+04	5.000	9,90E+00	5,400	5,5E-01
Clindamycin	1,00E+05	25.000	4,00E+00	2,000	5,0E-01
Ketoprofen	1,56E+04	5.000	3,12E+00	0,612	2,0E-01
Carazolol	1,48E+04	25.000	5,92E-01	0,110	1,9E-01
Gemfibrozil	1,88E+04	5.000	3,76E+00	0,510	1,4E-01
Phenazon	5,00E+05	25.000	2,00E+01	2,500	1,3E-01
Azithromycin	1,20E+05	25.000	4,80E+00	0,580	1,2E-01
Sotalol	3,00E+05	25.000	1,20E+01	1,300	1,1E-01
Secobarbital	2,36E+04	25.000	9,44E-01	0,100	1,1E-01
Pentoxifyllin	1,00E+05	5.000	2,00E+01	0,619	3,1E-02
Propyphenazon	2,20E+05	5.000	4,40E+01	0,880	2,0E-02
Sulfisoxazol	1,00E+05	25.000	4,00E+00	0,030	7,5E-03
Sulfathiazol	8,54E+04	25.000	3,42E+00	0,010	2,9E-03
Sulfamerazin	1,00E+05	25.000	4,00E+00	0,010	2,5E-03
Betaxolol	3,00E+05	25.000	1,20E+01	0,028	2,3E-03
Lidocain	1,06E+05	5.000	2,12E+01	0,029	1,4E-03
Penicillin G	8,46E+04	25.000	3,38E+00	0,003	8,9E-04
Stavudin	9,80E+05	25.000	3,92E+01	0,003	7,4E-05



Abbildung 20: MEC/PNEC-Verhältnisse für Arzneistoffe mit sehr guter bis ausreichender ökotoxikologischer Datenbasis



7.5. PRIORISIERUNG

Die Auswertung der vorliegenden Daten zeigt, dass die eingeschränkte Datenlage nur für 70 der 131 in deutschen Oberflächengewässern nachgewiesenen Wirkstoffe eine Bewertung der gemessenen Konzentrationen aufgrund von ihrem ökotoxikologischen Wirkpotenzial (MEC/PNEC-Verhältnissen) erlaubt. Für die übrigen 61 nachgewiesenen Arzneiwirkstoffe liegen keine ökotoxikologischen Daten vor. Eine besondere Aufmerksamkeit sollte auf „neue“ Wirkstoffe gelegt werden, für die derzeit noch keine Daten für eine zuverlässige Gefährdungsabschätzung vorliegen, deren zum Teil drastische Zunahme der Verbrauchsmengen aber ein hohes Gefährdungspotenzial erwarten lassen.

In Anbetracht der vorhandenen Datenlage wurde eine Methodik für die Priorisierung von Arzneistoffen vorgeschlagen, die neben dem ökotoxikologischen Wirkpotenzial ($MEC_{max}/PNEC > 1$) das Vorkommen in der aquatischen Umwelt (Oberflächengewässer, Grund- und Trinkwasser) und die Verbrauchsmengen und die Entwicklung der Verbrauchsmengen im Zeitraum 2002 bis 2009 als weitere Kriterien in der Priorisierung berücksichtigt.

Für die Aufnahme in die Liste prioritärer Arzneistoffe muss nur eines der drei Kriterien erfüllt sein, jedoch werden die einzelnen Kriterien unterschiedlich gewichtet.

Als Resultat wurde eine vorläufige Priorisierung mit 97 Wirkstoffen erstellt, die in folgende Kategorien gegliedert wurde (Tabelle 10):

- 24 Wirkstoffe mit hoher Priorität (mit P markiert), für die Monitoringergebnisse mit $MEC_{max}/PNEC > 1$ in Deutschland vorliegen und die damit in mindestens einem Gewässerabschnitt in Deutschland adverse Effekte auf das lokale Ökosystem verursachen.
- 17 Wirkstoffe mit mittlerer Priorität (mit (P) markiert), die in der aquatischen Umwelt (Oberflächengewässer, Grund- und Trinkwasser) in Deutschland nachgewiesen wurden, für die aber keine ökotoxikologischen Daten für eine zuverlässige Gefährdungsabschätzung vorliegen.
- 56 Wirkstoffe (mit ? markiert), die verstärkt beobachtet werden sollten, weil die Verbrauchsmengen stark zunehmen und/oder verlässliche Daten zu Umwelt- und Wirkkonzentration fehlen..

Abbildung 21: MEC/PNEC-Verhältnisse für Arzneistoffe mit mangelhafter ökotoxikologischer Datenbasis

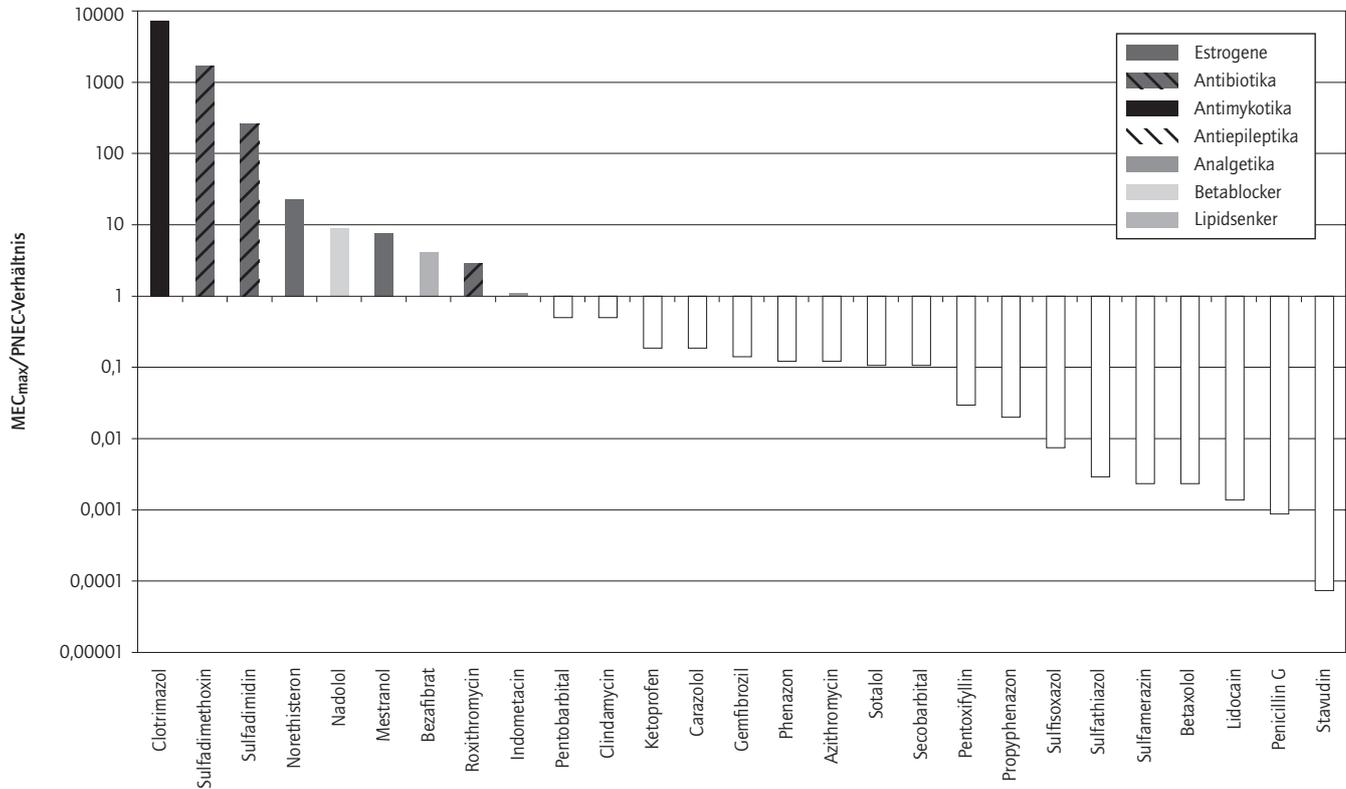


Tabelle 10: Priorisierung der Arzneistoffe unter Berücksichtigung des ökotoxikologischen Wirkpotenzials, des Vorkommens in der aquatischen Umwelt (Oberflächengewässer OW, Grundwasser GW, Trinkwasser TW) sowie die Entwicklung der Verbrauchsmengen im Zeitraum 2002 bis 2009. Die Priorisierung wurde anhand der unter Begründung angegebenen Kriterien gewichtet nach Stoffe mit hoher Priorität P, Stoffe mit mittlerer Priorität (P) und Stoffe, die beobachtet werden sollten, weil die Verbrauchsmengen stark zunehmen und/oder verlässliche Daten zu Umwelt- und Wirkkonzentration fehlen. Verbrauchsmengen aus Datenschutzgründen nicht dargestellt.

WIRKSTOFF	UMWELTBEFUNDE			ÖKOTOXIKOLOGIE		VERBRAUCHSMENGEN			PRIORISIERUNG	BEGRÜNDUNG
	OW	GW	TW	PNEC	MEC/PNEC	2009	Entwicklung 2002 - 2009			
	+++ ++ + -	> 1 µg/l 0,1 - 1 µg/l < 0,1 µg/l		+++ ++ + -	< 0,1 µg/l 0,1 - 1 µg/l 1 - 10 µg/l > 10 µg/l	[kg]	[kg]	[%]		
Ibuprofen	+++	++	+	-	≤ 1				(P)	Vorkommen im GW und TW, zunehmende Verbrauchsmengen, kein wirkungsseitiges Risiko
Paracetamol	+++	<BG		+	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
lomeprol	+++	+	+						(P)	Vorkommen im GW und TW, hohe Verbrauchsmengen, aber kein wirkungsseitiges Risiko
Metoprolol	+++	++		+	≤ 1				P	hohe Konzentrationen im OW und GW, zunehmende Verbrauchsmengen, mittlere PNEC-Werte, MEC/PNEC-Verhältnis nahe 1
Amoxicillin	++	++		+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial

WIRKSTOFF	UMWELTBEFUNDE			ÖKOTOXIKOLOGIE		VERBRAUCHSMENGEN			PRIORISIERUNG	BEGRÜNDUNG
	OW	GW	TW	PNEC	MEC/ PNEC	2009	Entwicklung 2002 - 2009			
	+++ ++ + - .	> 1 µg/l 0,1 - 1 µg/l < 0,1 µg/l		+++ ++ + - .	< 0,1 µg/l 0,1 - 1 µg/l 1 - 10 µg/l > 10 µg/l	[kg]	[kg]	[%]		
Acetylcystein	+++								?	keine ökotoxikologischen Daten
Mesalazin									?	mittlere Verbrauchsmengen, keine Umwelt- und Ökotoxikologiedaten
Valproinsäure	+								?	mittlere Verbrauchsmengen, keine Umwelt- und Ökotoxikologiedaten
Diclofenac	+++	+++	+	++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Gabapentin				-	nb				?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umweltdaten
Carbamazepin	+++	+++	+	+	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Amidotrizoesäure	+++	+++	++						(P)	Vorkommen im GW und TW, hohe Verbrauchsmengen, aber kein wirkungsseitiges Risiko
Valsartan									?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Desfluran									?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Levetiracetam									?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Hydrochlorothiazid									?	mittlere Verbrauchsmengen, keine Umwelt- und Ökotoxikologiedaten
Glutaral				++	nb				?	mittlere PNEC-Werte, aber keine Umweltdaten
Iopromid	+++	++	+	-	≤ 1				(P)	Vorkommen im GW und TW, hohe Verbrauchsmengen, aber kein wirkungsseitiges Risiko
Simvastatin	<BG	<BG							?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, Ersatz für Bezafibrat und Fenofibrat
Piperacillin	+								?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, keine Ökotoxikologiedaten
Sulfamethoxazol	+++	++	+	++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Clindamycin	+++			+	≤ 1				?	hohe Konzentrationen im OW, mittlere PNEC-Werte
Eprosartan									?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Ciprofloxacin	+	<BG		+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Tilidin									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Cefuroximeaxetil									?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Sulbactam				-	nb				?	mittlere und stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umweltdaten
Iohexol	+++	+	+	-	≤ 1				(P)	Vorkommen im GW und TW, hohe Verbrauchsmengen, aber kein wirkungsseitiges Risiko
Pantoprazol									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Iopamidol	+++	+++	++						(P)	Vorkommen im GW und TW, hohe Verbrauchsmengen, aber kein wirkungsseitiges Risiko
Clopidogrel									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Quetiapin									?	geringe, aber stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten

WIRKSTOFF	UMWELTBEFUNDE			ÖKOTOXIKOLOGIE		VERBRAUCHSMENGEN			PRIORISIERUNG	BEGRÜNDUNG
	OW	GW	TW	PNEC	MEC/ PNEC	2009	Entwicklung 2002 - 2009			
	+++ ++ +	> 1 µg/l 0,1 - 1 µg/l < 0,1 µg/l		+++ ++ + -	< 0,1 µg/l 0,1 - 1 µg/l 1 - 10 µg/l > 10 µg/l	[kg]	[kg]	[%]		
Strontiumranelat									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Pregabalin									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Sevelamer									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Acyclovir	++	++							?	Vorkommen im OW und GW, aber keine ökotoxikologischen Daten
Bezafibrat	+++	+++	+	+	> 1				(P)	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial, aber Verbrauch rückläufig
Cefaclor									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Clarithromycin	++	+	<BG	++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Dipyridamol									?	geringe, aber stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Naproxen	++	++	++	+	≤ 1				P	hohe Konzentrationen im OW, GW und TW, zunehmende Verbrauchsmengen, mittlere PNEC-Werte
Opi Pramol									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Venlafaxin									?	geringe, aber stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Entacapon									?	geringe, aber steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Tazobactam									?	geringe, aber stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Telmisartan									?	geringe, aber stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Torasemid									?	geringe, aber stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Ramipril									?	geringe, aber stark steigende Verbrauchsmengen, keine Umwelt und Ökotoxikologiedaten
Erythromycin	+++	+	<BG	++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Doxycyclin	+	<BG	<BG	+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Bisoprolol	+++	++							?	Vorkommen im OW und GW, aber keine ökotoxikologischen Daten
Primidon	+++			++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Roxithromycin	++	+	<BG	++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Oxytetracyclin	+++	++	<BG	+	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Tetracyclin	+++	++	<BG	++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Chlortetracyclin	++	++	<BG	+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Chloramphenicol	++	<BG	<BG	+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Lincomycin	++			+++	> 1				(P)	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial, aber geringe Verbrauchsmengen
17-alpha-Ethinylestradiol	+	+	+	+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
17-beta-Estradiol	+	+	+	+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
AMDOPH	++	+++	++						(P)	hohe Konzentrationen im OW, GW und TW, keine ökotoxikologischen Daten, Berlin-Problem

WIRKSTOFF	UMWELTBEFUNDE			ÖKOTOXIKOLOGIE		VERBRAUCHSMENGEN			PRIORISIERUNG	BEGRÜNDUNG
	OW	GW	TW	PNEC	MEC/PNEC	2009	Entwicklung 2002 - 2009			
	+++ ++ + -	> 1 µg/l 0,1 - 1 µg/l < 0,1 µg/l		+++ ++ + -	< 0,1 µg/l 0,1 - 1 µg/l 1 - 10 µg/l > 10 µg/l	[kg]	[kg]	[%]		
Clotrimazol	+			+++	> 1				(P)	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial, aber geringe Verbrauchsmengen
Diazepam	++	+	+	+	≤ 1				(P)	Vorkommen im GW und TW, aber geringe Verbrauchsmengen; mittlere PNEC-Werte
Indometacin	++	++	<BG	++	> 1				(P)	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial, aber geringe Verbrauchsmengen
Iotalaminsäure	++	+	+						(P)	Vorkommen im GW und TW, aber geringe Verbrauchsmengen oder Verbrauch rückläufig
Mestranol	++	<BG	<BG	+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Nadolol	++	<BG		+++	> 1				(P)	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial, aber geringe Verbrauchsmengen
Norethisteron	++			+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Phenazon	+++	+++	++	-	≤ 1				(P)	Vorkommen im GW und TW, geringe Verbrauchsmengen, kein wirkungsseitiges Risiko
Propranolol	++	+	<BG	++	> 1				(P)	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial, aber geringe Verbrauchsmengen
Propyphenazon	++	+++	++	-	≤ 1				(P)	Vorkommen im GW und TW, aber geringe Verbrauchsmengen oder Verbrauch rückläufig
Sulfadimethoxin	+++	<BG		+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Sulfadimidin	+++	+++	<BG	+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial
Tiamulin	++			+++	> 1				P	wirkungsseitiges Gefährdungspotenzial

7.6. VORSCHLÄGE FÜR EINE ZUKÜNFTIGE MONITORING-STRATEGIE

Die Untersuchung aller relevanten Wirkstoffe in den verschiedenen Umweltmatrices ist mit der notwendigen zeitlichen Auflösung nicht bundesweit zu bewerkstelligen. Effiziente Strategien, welche Wirkstoffe an welchen Probenahmeorten in welcher Häufigkeit zu untersuchen sind, erfordert - neben einer klaren Vorgabe der Untersuchungsziele - Vorkenntnisse zu den physikochemischen Eigenschaften und der dominanten Eintragspfade der zu untersuchenden Wirkstoffe. Aufbauend auf der im Kapitel 7.5 abgeleiteten Priorisierung werden im Folgenden Strategien für ein effizientes Monitoring der Oberflächengewässer und der Grundwasserkörper und dem daraus gewonnenen Trinkwasser vorgeschlagen mit dem Ziel, belastetes Oberflächengewässer zu identifizieren, in denen eine Gefährdung des Ökosystems durch Arzneistoffe nicht ausgeschlossen werden kann, und Grundwasserkörper und Trinkwassergewinnungsgebiete zu identifizieren, die durch Infiltration belasteter Oberflächengewässer und/oder belastetes Sickerwasser mit Arzneistoffe kontaminiert

werden, so dass eine hygienisch-ästhetische Beeinträchtigung des Trinkwassers nicht ausgeschlossen werden kann.

7.6.1. MONITORINGSTRATEGIE FÜR OBERFLÄCHENGEWÄSSER

Wirkstoffe: Als Ausgangspunkt für die Zusammenstellung der zu untersuchenden Wirkstoffe dient die erarbeitete Priorisierungsliste (Tabelle 9), die Wirkstoffe enthält, die in mindestens einem Gewässerabschnitt in Deutschland in solchen Konzentrationen gemessen wurden, dass adverse Effekte auf das lokale Ökosystem zu befürchten sind (d. h. $MEC_{max}/PNEC > 1$). Aufgrund der Tatsache, dass einerseits für eine Vielzahl der nachgewiesenen Arzneiwirkstoffe keine ökotoxikologischen Daten vorliegen und andererseits für eine Vielzahl von Wirkstoffen mit potenzieller ökotoxikologischer Relevanz noch keine Umweltkonzentrationen gemessen wurden, ist diese Liste um weitere Wirkstoffe zu ergänzen. Es wird aus Vorsorgegesichtspunkten vorgeschlagen, die Liste um alle Wirkstoffe zu ergänzen, die zum einen in Konzentrationen über einen Vorsorgewert hinaus gemessen wurden

(z. B. 0,1 µg/l) und die zum anderen bereits in niedrigen Konzentrationen adverse Effekte auf das Ökosystem verursachen können (z. B. PNEC < 0,1 µg/l). Darüber hinaus wird vorgeschlagen, alle Wirkstoffe aufzunehmen, die bisher im Grundwasser oder Trinkwasser nachgewiesen wurden und damit eine unmittelbare Relevanz für das Schutzgut Trinkwasser gegeben ist. Die erstellte Wirkstoffliste sollte in regelmäßigen Abständen überarbeitet werden, um auf dem Hintergrund neuer Umweltmessungen und neuer ökotoxikologischer Untersuchungen Wirkstoffe zu ergänzen oder zu streichen. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse zur Bildung und Persistenz von Metaboliten sollten ebenfalls regelmäßig berücksichtigt werden. Angaben zur zeitlichen Entwicklung der Herstellungs- und Verbrauchsmengen von Arzneimitteln können genutzt werden, um neue, potenziell relevante Wirkstoffe (sog. emerging pollutants) zu identifizieren. Kurzfristige Steigerungen der Verbrauchsmengen (z. B. der im Hinblick auf die Schweinegrippe-Pandemie kurzfristig in großen Mengen hergestellten virostatistischen Wirkstoff Oseltamivir (Tamiflu®)), aber auch mittelfristige (z. B. beobachtete Zunahme des Gebrauchs von Psychopharmaka) und langfristige (z. B. Zunahme des Arzneimittelverbrauchs in einer älter werdenden Gesellschaft) Trends sollten bei der Festlegung der zu untersuchenden Arzneimittel berücksichtigt werden. Um die Anzahl der zu untersuchenden Wirkstoffe so gering wie möglich zu halten, ist es wünschenswert, für einzelne Wirkstoffgruppen eine Leitsubstanz zu identifizieren, deren stellvertretende Messung ausreicht, um abzuschätzen, welche Höchstkonzentrationen für alle Wirkstoffe dieser Wirkstoffgruppe zu erwarten sind. Eine solche Leitsubstanz kann jedoch nur für eine weitgehend konstante Eintragungssituation für einzelne Gewässer abgeleitet werden.

Probenahmestellen: Für die Auswahl geeigneter Probenahmestellen können grafische Informationssysteme (GIS) genutzt werden, um exponierte Gewässerabschnitte zu identifizieren. Anhand von Daten zu mittleren und minimalen Abflüssen der Gewässer, der Lage, Ausbau und Einwohnergleichwerte von Kläranlagen und der physiko-chemischen Eigenschaften der zu untersuchenden Wirkstoffe (z. B. Abbau in Kläranlage, Abbau/Metabolitenbildung im Gewässer) ist es mit GIS-basierten Modellen prinzipiell möglich, für reale Flussgebiete die Eintragungssituation sowie die Verdünnung und Abbau entlang der Fließstrecke zu charakterisieren und besonders gefährdete Gewässerabschnitte für ein verstärktes Monitoring auszuwählen. Ein derartiger Ansatz wurde kürzlich für das Gewässernetz der Schweiz erfolgreich umgesetzt, um mit Carbamazepin und Diclofenac besonders belastete Gewässerabschnitte zu identifizieren und

berechnete PEC-Konzentrationen mit Messwerten abzusichern (Ort et al. 2009; Götz 2010). Als Ergebnis dieser Studie wurde festgestellt, dass die im EMEA-Ansatz (EMEA 2006) als konservativ angenommene Verdünnung des Kläranlagenablaufs um den Faktor 10 bei Niedrigabfluss in mehreren Gewässern nicht erreicht wird. Ähnliche Untersuchungen wurden im Jahr 2008 von IWW und der RWTH Aachen im Auftrag des Umweltministeriums Nordrhein-Westfalen für das Einzugsgebiet der Ruhr durchgeführt (http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/abschlussbericht_ruhr.pdf).

Häufigkeit von Probenahmen: Für ein effizientes Monitoring sollte die zeitliche Variabilität der Arzneimittelkonzentrationen im Oberflächengewässer berücksichtigt werden (Stamm et al. 2008). Wirkstoffe, die mit einem zeitlich relativ konstanten Eintrag über den Kläranlagenablauf in die Gewässer eingetragen werden, weisen bei Niedrigabfluss die höchsten Konzentrationen auf, bei Hochwasserereignissen die niedrigsten. Dagegen haben Untersuchungen gezeigt, dass die Konzentrationen von Veterinärarzneimitteln, die durch Bodenerosion nach Gülleaufbringung in Bäche eingetragen werden, bei Starkregen und Hochwasserereignissen stark ansteigen (Stoob et al. 2007). Auch wurden wöchentliche Konzentrationsganglinien für Röntgenkontrastmittel beobachtet, da sie in Krankenhäusern und Arztpraxen vor allem an Werktagen, kaum aber an Wochenenden verabreicht werden (Weissbrodt et al. 2009). Die Einnahme von Grippemitteln weist einen jahreszeitlichen Gang auf und steigt in nasskalten Wintermonaten sprunghaft an (Stamm et al. 2008). Das Monitoring sollte auf die Eintragungsdynamik der zu untersuchenden Wirkstoffe ausgerichtet sein und Probenahmen zu Zeiten hoher Einträge und niedriger Abflüsse einschließen. Leider wurde in einer Vielzahl oft nur halbjährlich durchgeführten Messkampagnen diesem Umstand zu wenig Bedeutung beigemessen, so dass in den meisten Publikationen kein Vermerk zur vorherrschenden Abflusssituation dokumentiert ist. Es ist deswegen auch nicht möglich, die erstellte Datenbank MEC hinsichtlich der zeitlichen Variabilität der gemessenen Konzentrationen auszuwerten.

7.6.2. MONITORINGSTRATEGIE FÜR GRUNDWASSER UND DARAUS GEWONNENEM TRINKWASSER

Wirkstoffe: Durch Infiltration belasteter Oberflächengewässer und/oder belasteten Sickerwassers können Wirkstoffe das Grundwasser und das daraus gewonnene Trinkwasser kontaminieren. Es wird vorgeschlagen, aus der Liste der im Oberflä-

chengewässer zu untersuchenden Wirkstoffe eine Teilmenge abzuleiten, die aufgrund ihrer Eigenschaften eine Gefährdung von Grund- und Trinkwasser erwarten erlassen. Die Auswahl relevanter Wirkstoffe sollte u. a. auf den physiko-chemischen Eigenschaften des Wirkstoffs beruhen, im Grundwasserleiter zurückgehalten zu werden (z.B. Sorptionseigenschaften und Abbaukinetik unter oxidischen und anoxischen Bedingungen).

Über den Sickerwasserpfad besteht grundsätzlich die Möglichkeit, dass über auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebrachte Wirtschaftsdünger oder Klärschlämme Veterinärpharmaka (über Wirtschaftsdünger), aber auch Humanpharmaka (über Klärschlämme) ins Grundwasser eingetragen werden. Die Untersuchungen zeigen aber, dass bisher nur vergleichsweise wenige Ergebnisse zum Vorkommen entsprechender Wirkstoffe im Grund- oder Sickerwasser vorliegen. Grundsätzlich geht für das Kompartiment Grundwasser von diesen Wirkstoffen sicher eine geringere Gefährdung aus als für Oberflächengewässer; die vorliegenden Ergebnisse belegen aber, dass ein Eintrag auch nicht generell ausgeschlossen werden kann. Für Grundwasser-Monitoringstrategien wird daher empfohlen, ein Parameterspektrum für Untersuchungen in Abhängigkeit von den lokalen Nutzungsstrukturen (Intensität der landwirtschaftlichen Flächennutzung, insbesondere Anfall von Wirtschaftsdünger bzw. Intensität der landwirtschaftlichen Klärschlammasbringung)

zu entwickeln. Nach bisherigem Kenntnisstand kann die Untersuchung auf Veterinärpharmaka auf Antibiotika-Rückstände aus den Gruppen der Tetracycline und Sulfonamide begrenzt werden, die als Leitsubstanzen verstanden werden können. Über eine Ausweitung des Parameterspektrums ist bei eventuellen Positivbefunden zu entscheiden.

Probenahmestellen: Für die Probenahme sollten vor allem exponierte Grundwasserkörper ausgewählt werden. Neben der Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung sollten auch Grundwasserkörper untersucht werden, in die auf natürliche Weise bedeutsame Mengen eines belasteten Oberflächengewässers infiltrieren. Solche Grundwasserkörper können durch Nachweis von Leitsubstanzen ausgewiesen werden, die für ihre mangelnde Retardation im Grundwasserleiter bekannt sind, zum Beispiel ausgewählte Röntgenkontrastmittel.

Häufigkeit der Probenahme: Die Probenahmehäufigkeit sollte an die Aufenthaltszeiten des Grundwassers im Aquifer angepasst werden. Während für exponierte Grundwasserkörper mit relativ kurzen Aufenthaltszeiten (z. B. Uferfiltrat, Grundwasseranreicherung) eine an das infiltrierende Oberflächengewässer angepasste Beprobung notwendig ist, kann bei langjährigen Fließzeiten im Aquifer die Probenahmehäufigkeit auf mehrjährige Intervalle reduziert werden.

8. STRATEGIEN

Aufbauend auf den bislang durchgeführten Aktionen und Maßnahmen und vor dem Hintergrund der in den letzten Jahren und auch aktuell geführten Diskussionen zu organischen Spurenstoffen in Gewässern und im Trinkwasser sowie der Tatsache, dass dieses Thema in der Zukunft zunehmende Bedeutung haben wird, hat das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKUNLV NRW) in Zusammenarbeit mit einer unabhängigen Expertenkommission vorsorgend eine langfristige Handlungsstrategie erarbeitet und das Programm „Reine Ruhr“ entwickelt (Abbildung 22). Es stellt eine umfassende und nachhaltige Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität an der Ruhr dar. Im Sinne eines Multi-Barrieresystems sind vorrangig Maßnahmen an der Quelle (Produktionsintegrierter Umweltschutz, bspw. durch Stoffvermeidung, Kreislaufführung, Teilstrombehandlung), aber auch bei der Abwasserbehandlung und Trinkwasseraufbereitung zu prüfen und ggf. einzuleiten, vorhandene Monitoring- und Überwachungssysteme zu verzahnen, zu erweitern und zu optimieren und durch vernetzte Kommunikationsstrukturen den Wissensaustausch und die Information zu verbessern. Damit bietet das Programm einen in dieser Art in Deutschland einmaligen strategischen Ansatz, das genannte Thema zu verfolgen.

Abbildung 22: Programm „Reine Ruhr“



Quelle: Odenkirchen 2009.

Mit der Entwicklung dieser Handlungsstrategie soll nicht nur auf künftig eintretende Belastungen reagiert werden, sondern es wurde ein Konzept entwickelt, mit dem auf wissenschaftlicher Basis ein umfassendes Instrument zur Risikoregulierung von

Spurenstoffen geschaffen wird, um gleichzeitig „vorsorgend“ und „im Bedarfsfall schnellstmöglich handlungsfähig“ zu sein. Die Vergangenheit hat aber auch gezeigt, dass ein schnelles Reagieren häufig aufgrund des fehlenden Wissenstands nicht direkt möglich war und so zur Verunsicherung in der Öffentlichkeit führte. Daher muss durch eine gezielte Information der Öffentlichkeit verständlich gemacht werden, dass die vollständige Abwesenheit von anthropogenen Stoffen in Gewässern und im Trinkwasser prinzipiell nicht erreichbar ist, da diese Stoffe über Luft und Wasser und letztendlich durch die Lebensweise der Menschen selbst praktisch überall hin verbreitet werden.

Nicht in erster Linie wegen eines hohen Handlungsdruckes, sondern auch zur Erprobung eines richtungsweisenden Schutzkonzeptes dient die Ruhr als Pilotregion. Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt und das Hinzukommen neuer Stoffe sind ein weltweites Problem, das insbesondere in den Gebieten anzugehen ist, wo oberflächenwasserbeeinflusstes Rohwasser zur Trinkwasserproduktion genutzt wird. Insgesamt zeigt sich, dass der Umgang mit Spurenstoffen eine gesamtgesellschaftliche Herausforderung ist, die aber im Rahmen einer ganzheitlichen und vernetzten Optimierung des wasserwirtschaftlichen Kreislaufs bewältigt werden kann. Das Programm „Reine Ruhr“ will einen modellhaften Umgang mit dieser Herausforderung demonstrieren.

Das Aktionsprogramm besteht aus sieben Elementen, die teilweise parallel und teilweise aufeinander aufbauend bearbeitet und sukzessive abgearbeitet werden (Abbildung 22):

1. Darstellung des Ist-Zustands
2. Erarbeitung eines neuen Überwachungskonzepts
3. Erweiterung des Anlagenkatasters
4. Vermeidung an der Quelle
5. Zusätzliche Reinigungsstufen bei Kläranlagen
6. Zusätzliche Maßnahmen der Trinkwasseraufbereitung
7. Information und Beratung

Vor diesem Hintergrund beauftragte das MKUNLV NRW das IWW und das Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen mit der Erstellung eines Gutachtens, das Teilaspekte der Elemente 1 (Darstellung des Ist-Zustands; Kapitel 8.1) und 5 (zusätzliche Reinigungsstufen bei Kläranlagen; Kapitel 8.3) des Programmes „Reine Ruhr“ bearbeiten sollte (IWW & ISA 2008). Das übergeordnete Ziel dieser Studie war es, den Effekt einer verfahrenstechnischen Optimierung auf ausge-

wählten kommunalen Kläranlagen auf die Wasserqualität in der Ruhr darzustellen und daraus resultierende Vorteile für die Trinkwasserversorgung im Einzugsgebiet der Ruhr abzuleiten. Wesentlicher Bestandteil war die Entwicklung eines Prognosemodells, das eine Betrachtung der zukünftigen Entwicklung der Gewässerqualität in der Ruhr unter unterschiedlichen Vorzeichen ermöglichte.

8.1. DARSTELLUNG DES IST-ZUSTANDES

Eine besondere Bedeutung für die Studie des IWW und des ISA hatte die Festlegung von immissionsseitigen Zielwerten für Stoffkonzentrationen im Oberflächengewässer. Für einige ausgewählte Leitsubstanzen hat die Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt auf Anfrage des MKUNLV NRW eine Bewertung vorgenommen und für diese gesundheitliche Orientierungswerte und Zielwerte im Trinkwasser ermittelt (Tabelle 5). Damit deuten die GOW einen unmittelbaren Handlungsbedarf an, während die Zielwerte für die Wasserqualität von Oberflächengewässern ein langfristiges Ziel anzeigen. Für die Beurteilung der Spurenstoffemission in die Gewässer lag dieser Studie damit ein Überschreibungsbereich vor, in dem der Zielwert die Unter- und der GOW gemäß der Bewertung des Umweltbundesamtes die Obergrenze definieren.

8.1.1. BELASTUNG DER GEREINIGTEN KOMMUNALEN ABWÄSSER MIT ORGANISCHEN SPURENSTOFFEN

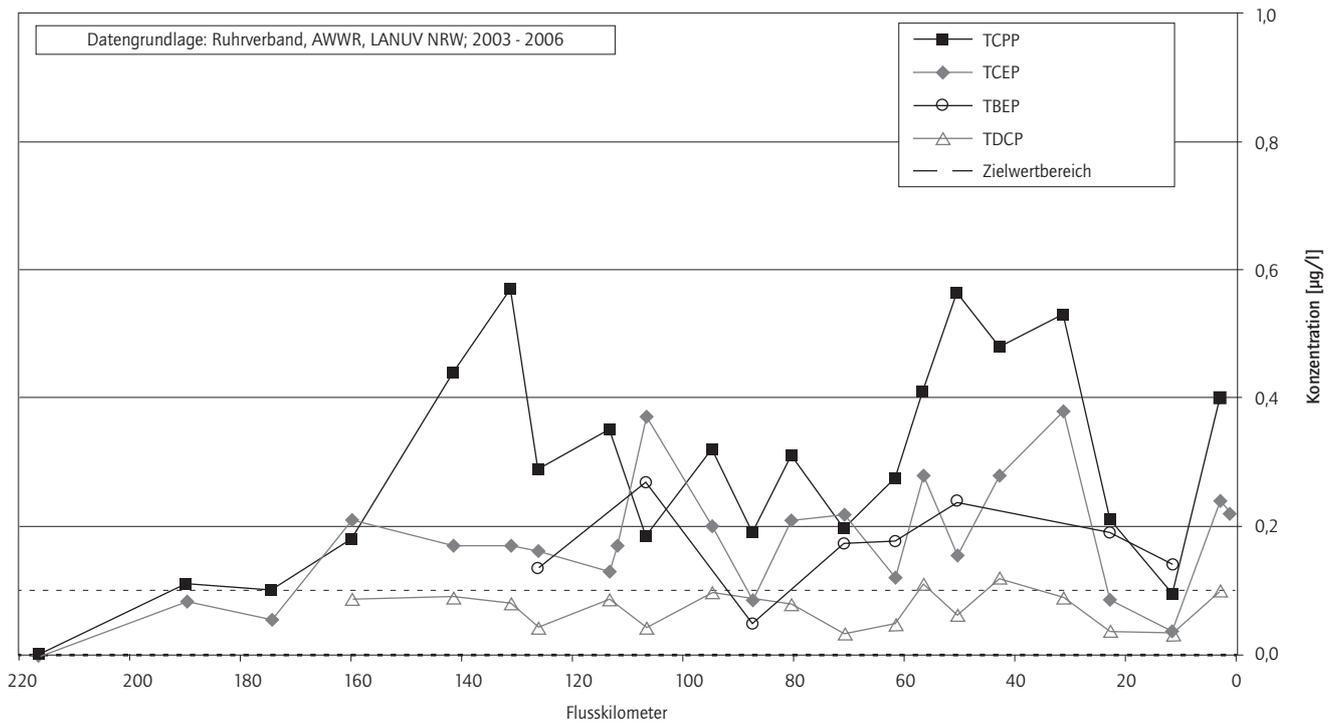
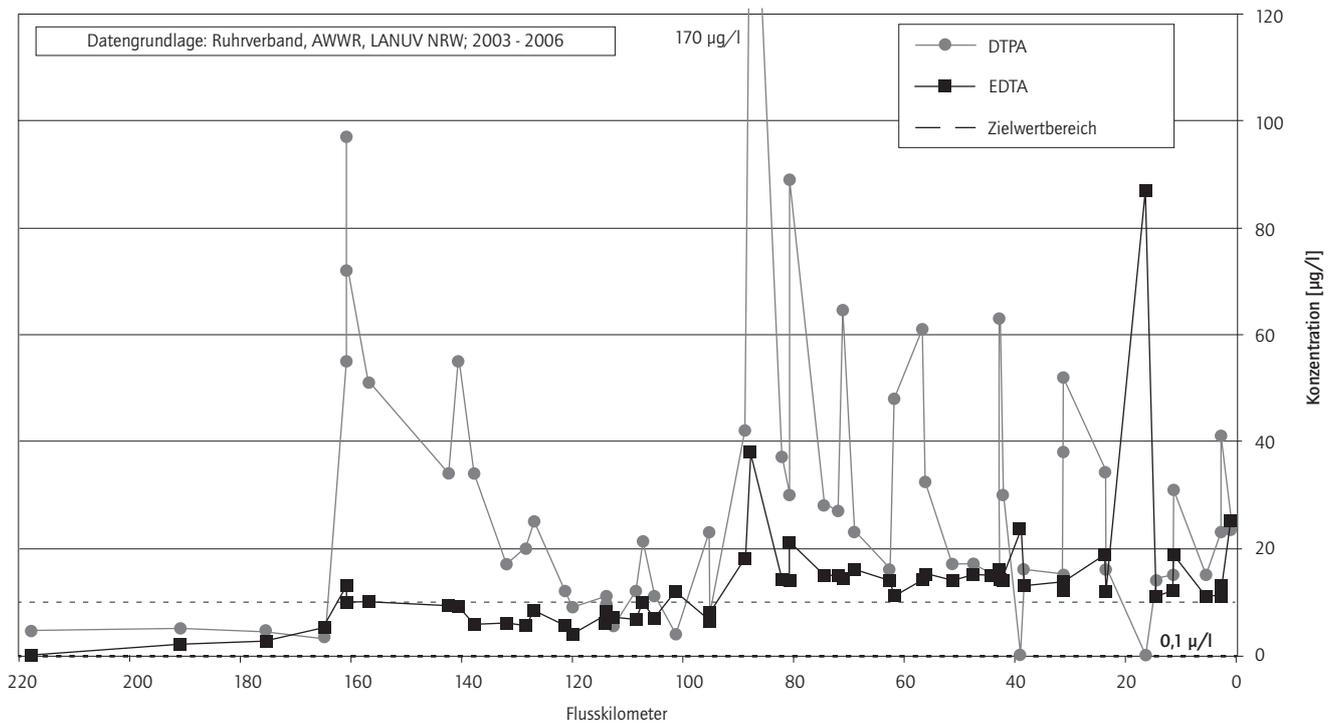
Die Abwässer der kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr wurden stichpunktartig beprobt und auf Perfluorotenside, Komplexbildner, Flammschutzmittel und Arzneistoffe analysiert. Die Aus- und Bewertung der Datenbasis zur Beschaffenheit der Kläranlagenabläufe verdeutlichte, dass im Abwasser eine Vielzahl von wasserwerks- und trinkwasserrelevanten organischen Spurenstoffen in erhöhten Konzentrationen vorliegt, die zu einer Belastung der Ruhr führt. Eine besondere Relevanz

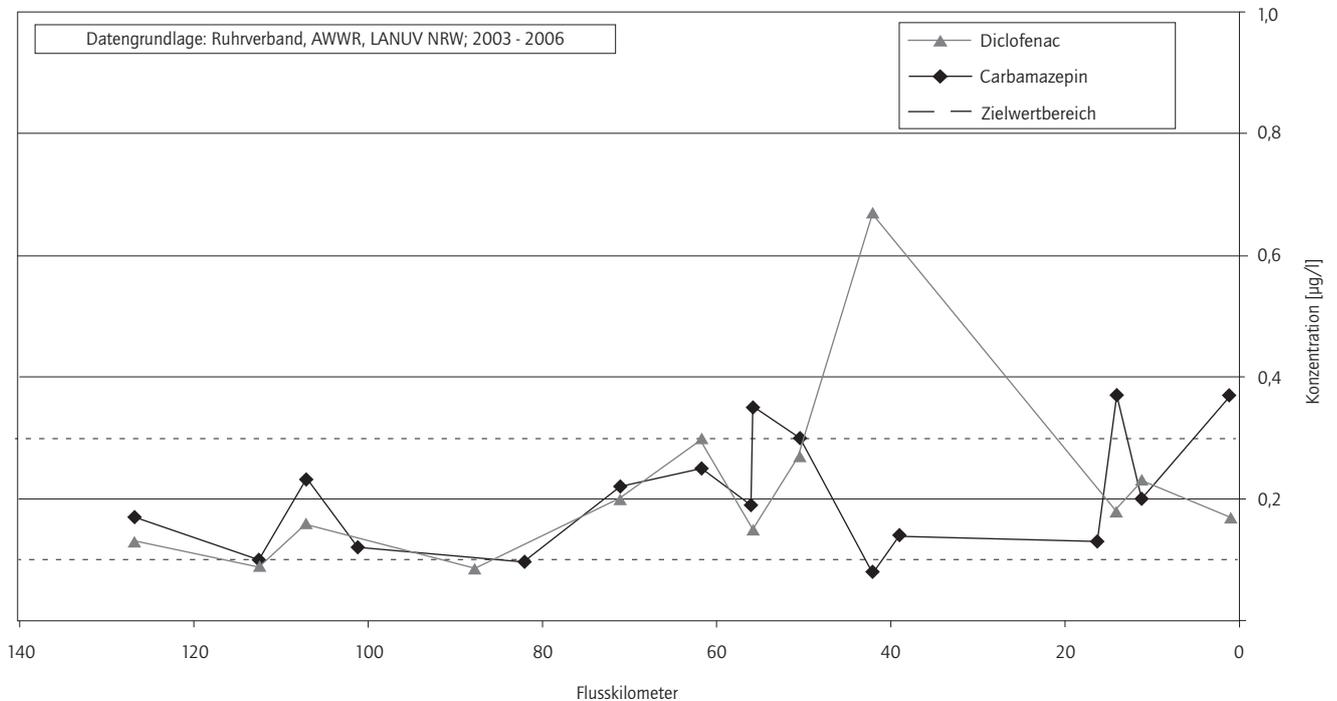
in den Kläranlagenabläufen besitzen dabei Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel sowie die Komplexbildner, während die Gesamtfrachteinträge von Perfluorotensiden und phosphororganischen Flammschutzmitteln eine geringere Bedeutung haben. Insbesondere die Frachteinträge von Perfluorotensiden und Komplexbindern ins Oberflächengewässer werden von wenigen, hochbelasteten Kläranlagen verursacht.

8.1.2. BELASTUNG DER RUHR UND IHRER NEBENGEWÄSSER MIT ORGANISCHEN SPURENSTOFFEN

Die Abbildung 23 zeigt die Höchstkonzentrationen ausgewählter organischer Spurenstoffe im Längsverlauf der Ruhr von der Quelle bis zur Mündung für den Zeitraum 2003 bis 2006 im Vergleich zu den Zielwertbereichen. Während die Konzentrationen von EDTA und DTPA mit Maximalwerten unter $5 \mu\text{g/l}$ im Bereich der oberen Ruhr gering sind, werden deutliche Konzentrationsanstiege bei Flusskilometer 160 und bei ca. Flusskilometer 93 beobachtet (mit Höchstwerten von bis zu $170 \mu\text{g/l}$ DTPA und $38 \mu\text{g/l}$ EDTA). Im weiteren Abstrom lagen die Maximalkonzentrationen der beiden Verbindungen nahezu ausschließlich oberhalb des Zielwertbereiches. Die Maximalwerte der Verbindungen TCPP, TCEP und TBEP liegen in der mittleren und unteren Ruhr innerhalb des Zielwertbereiches von $0,1$ bis $1 \mu\text{g/l}$, die von TDCP großteils unterhalb von $0,1 \mu\text{g/l}$. Die höchsten Konzentrationen von bis zu $0,6 \mu\text{g/l}$ wurden für TCPP nachgewiesen, während für TCEP bzw. TBEP maximale Werte von $0,38$ bzw. $0,27 \mu\text{g/l}$ erreicht wurden. Die Konzentrationen von TDCP überschritten nur selten den Wert von $0,1 \mu\text{g/l}$. Der Konzentrationsverlauf von Diclofenac und Carbamazepin wird im Wesentlichen geprägt durch Spitzenwerte in Ruhrabschnitten mit Einleitungen großer Kläranlagen und durch Konzentrationsminima in oder unterhalb von Stauseen. Mit Ausnahme weniger Werte lagen die Maximalkonzentrationen für Diclofenac und Carbamazepin innerhalb des Zielwertbereiches. Als Höchstwerte wurden $0,67 \mu\text{g/l}$ für Diclofenac und $0,37 \mu\text{g/l}$ für Carbamazepin ermittelt.

Abbildung 23: Maximalkonzentrationen von Komplexbildnern, Flammschutzmitteln und Arzneistoffen im Längsverlauf der Ruhr





8.2. WASSERWERKS- UND TRINKWASSERRELEVANZ DER ORGANISCHEN SPURENSTOFFE

8.2.1. VERHALTEN BEI DER GRUNDWASSERANREICHERUNG UND UFERFILTRATION

Eine Vielzahl der in Oberflächengewässern vorhandenen organischen Spurenstoffe kann bereits durch eine Uferfiltration eliminiert werden. Jedoch kann das Verhalten von neuartigen organischen Spurenstoffen bei der Uferfiltration aufgrund der Vielfalt ihrer Stoffeigenschaften und der damit verbundenen großen Bandbreite von verschiedenen Verhaltensmustern ohne entsprechende Untersuchungen nur schwer vorausgesagt werden. Die jeweilige Elimination ist stoff-, situations- bzw. standortabhängig. Auch chemisch ähnliche Verbindungen weisen zuweilen sehr unterschiedliche Eliminationsraten auf (z. B. NTA und EDTA).

Das Abbauverhalten einer Vielzahl organischer Spurenstoffe bei der Uferfiltration wird entscheidend von dem im Aquifer vorherrschenden Redoxmilieu beeinflusst. So sind beispielsweise Aminopolycarbonsäuren sowie Naphthalinsulfonate besser unter aeroben Bedingungen eliminierbar, während einzelne pharmazeutische Wirkstoffe sowie iodierter Röntgenkontrastmittel bevor-

zugt im anoxischen und anaeroben Milieu eliminiert werden (Tabelle 11). Es wurde generell beobachtet, dass der größte Teil der Elimination jeweils auf den ersten Metern des Fließweges erfolgt. Die Konzentrationsminderung in der nachfolgenden Untergrundpassage ist insgesamt geringer, führt aber für eine Reihe von Substanzen noch zu einem merklichen Effekt. Das Redoxmilieu kann dabei einen größeren Einfluss auf die Reinigungsleistung als die Verweilzeit im Untergrund haben (Schmidt 2006).

Ein wesentlicher Eliminationsmechanismus von organischen Spurenstoffen ist die Sorption an Sediment- und Bodenbestandteilen. Dabei stellt die organische Substanz im Boden häufig das wesentliche Sorbens dar. Insbesondere unpolare und schlecht wasserlösliche Substanzen werden häufig bereits effektiv und nachhaltig in der Infiltrationszone fixiert. Das Ausmaß der Sorption kann in gewissen Grenzen über die stoffspezifische Wasserlöslichkeit bzw. über den jeweiligen Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{ow}) abgeschätzt werden. Bei den polaren Verbindungen sind hauptsächlich andere, nicht-hydrophobe Sorptionsmechanismen sowie der mikrobielle Abbau entscheidend. Grundvoraussetzung dafür ist das Vorhandensein einer geeigneten Biozönose. Manche Spurenstoffe können von vielen Bakterienarten verwertet werden, andere bedürfen Spezialisten.

Tabelle 11: Wirkungsgrad der Uferfiltration bei der Elimination von organischen Spurenstoffen: o (0-25 %), + (26-50 %), ++ (51-70 %), +++ (> 70 %), +++++ (> 80 %)

	SORPTION	TESTFILTER (AEROB)	AEROB (RHEIN A)	SUBOXISCH (RHEIN B)	ANOXISCH (ELBE)	ANAEROB (RUHR)
Nitritotriessigsäure (NTA)	o	++++	++++	++++	++++	++++
Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	o	o	+++	+++	+++	++
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	o	o	++	++	o	o
Naphthalin-1-sulfonat	o - ++	++++	+++	+++	++++	+++
Naphthalin-2-sulfonat	o - ++	++++	++++	++++	++++	++++
Naphthalin-1,5-disulfonat	o - +++++	o	o	+	o	+
Naphthalin-1,6-disulfonat			++++	++++	+++	o
Naphthalin-1,7-disulfonat			++++	++++	++++	o
Naphthalin-2,6-disulfonat			++++	++++	+++	++
Naphthalin-2,7-disulfonat			++++	++++	++++	+
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat			o	+	o	o
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	o - +++++	o	+	++	+	o
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat					++	o
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat			+	o	+	o
2-Amino-1,5-naphthalindisulfonat	o - +++		o	+	o	o
2-Amino-4,8-naphthalindisulfonat		o	+	++	++	o
4,4'-Diamino-1,1'-bianthrachinon-3,3'-disulfonat			+++	++++		
2-Hydroxy-4,6-bis(4-sulfanilo)-1,3,5-triazin			o			
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat			o			
MTBE			+		+	
Bezafibrat	o - +++++	++++	++++	++++	++++	++++
Carbamazepin	+ - +++++	o	o	o	+	++++
Clofibrinsäure				+++		++++
Fenofibrinsäure			+++			
Diclofenac	+ - +++++	o	++++	++++	++++	++++
Ibuprofen			++++		++++	++++
Indomethacin	++ - +++++		+++		+++	
Naproxen			++++		+++	+++
Pentoxifyllin			++++		++++	
Clarithromycin			+++		+++	+++
Dehydrato-Erythromycin A			++++	+++	+++	+++
Roxithromycin						+++
Sulfamethoxazol		o	o	o	+++	++++
Clindamycin		++	++++	+++	+++	+++
Trimethoprim			++++		++++	++++
Atenolol			++++		++++	++++
Metoprolol		++++	++++	++++	++++	++++
Bisoprolol			+++			+++

Sotalol		+	++++	++++	++++	++++
Iopamidol	o - +++++	+	+	++	+++	++++
Iopromid	o - ++	+	++++	++++	++++	++++
Iomeprol	o - ++	o	++++	++++	++++	++++
Ioxhexol	+		++++	++++	++++	++++
Amidotrizoesäure	o - +++++	o	o	o	+	++++
Ioxitalaminsäure			++++	++++	++++	++++
Iotalaminsäure	+ - +++++	o	+			

Quelle: BMBF 2005.

Für viele Xenobiotika kann die Uferfiltration als wirkungsvolles Verfahren zur Elimination angesehen werden (IWW 2008). Die Uferpassage eignet sich gut bis sehr gut für die Eliminierung der Substanzen Bisphenol A, NTA, Nonylphenol, für die synthetischen Moschusverbindungen Galaxolid und Moschus-Keton sowie für einige Arzneimittelwirkstoffe. Einige Industriechemikalien (darunter EDTA, MTBE, Naphtalin-1,5-Disulfonat), Pflanzenschutzmittel (darunter Atrazin und dessen Abbauprodukte, Simazin, Bromacil, Diuron, Hexachlorbenzol und das Pflanzenschutzmittel-Abbauprodukt DMSA) und Arzneistoffe (darunter Sulfamethoxazol, Clofibrinsäure, Carbamazepin und Iopamidol) werden bei der Uferfiltration nicht oder nur in geringem Maße entfernt (IWW 2008).

8.2.2. BELASTUNG DES TRINKWASSERS MIT ORGANISCHEN SPURENSTOFFEN

Eine umfassende Auswertung durch die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) von Daten zur Oberflächen-, Grund-, Roh- und Trinkwasserqualität aus dem Zeitraum 2003 bis 2006 ergab den Nachweis von insgesamt 298 organischen Spu-

renstoffen in den unterschiedlichen Kompartimenten. Für eine Vielzahl der z. T. wasserwerks- und trinkwasserrelevanten Stoffe werden die trinkwasserhygienischen Zielwerte, deren Einhaltung eine Trinkwasserproduktion mit natürlichen und naturnahen Verfahren erlauben soll, in der Ruhr z. T. erheblich überschritten (IWW & ISA 2008). Dies ist umso bedeutender, da nur die Wasserwerke in der unteren Ruhr mit weitergehenden Reinigungsverfahren wie Ozonung und Aktivkohle ausgestattet sind und die Konzentrationen dieser Verbindungen reduzieren können. Als trinkwasserrelevante Stoffe wurden aus der Gesamtliste 19 relevante Stoffe identifiziert, die in der „Liste der potenziell trinkwasserrelevanten Stoffe“ zusammengefasst sind (Tabelle 12): zwei Perfluor-tenside, zwei Arzneistoffe, sechs Röntgenkontrastmittel, vier Flammschutzmittel, zwei Komplexbildner und drei leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe. Zusätzlich zu den in der Tabelle 12 Substanzen gerieten im Jahre 2008 sowie Anfang 2009 die Verbindungen 2,4,8,10-Tetraoxaspiro[5.5]-undekan (TOSU) sowie Sulfolan mit Positivbefunden im Trinkwasser in den Fokus der öffentlichen Diskussion.

Tabelle 12: Liste der potenziell trinkwasserrelevanten Stoffe in der Ruhr

STOFF	STOFFKLASSE
Perfluorooctanoat (PFOA)	PFT
Perfluorooctylsulfonat (PFOS)	PFT
Carbamazepin	Arzneistoffe
Diclofenac	Arzneistoffe
Amidotrizoesäure	Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel
Iohexol	Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel
Iomeprol	Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel
Iopamidol	Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel
Iopansäure	Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel
Iopromid	Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel
Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP)	Flammschutzmittel
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	Flammschutzmittel
Tris(butoxyethyl)phosphat (TBEP)	Flammschutzmittel
Tris(dichlorisopropyl)phosphat (TDCP)	Flammschutzmittel
EDTA	Komplexbildner
DTPA	Komplexbildner
1.1.1-Trichlorethan	LHKW
Dichlormethan	LHKW
Tetrachlormethan	LHKW

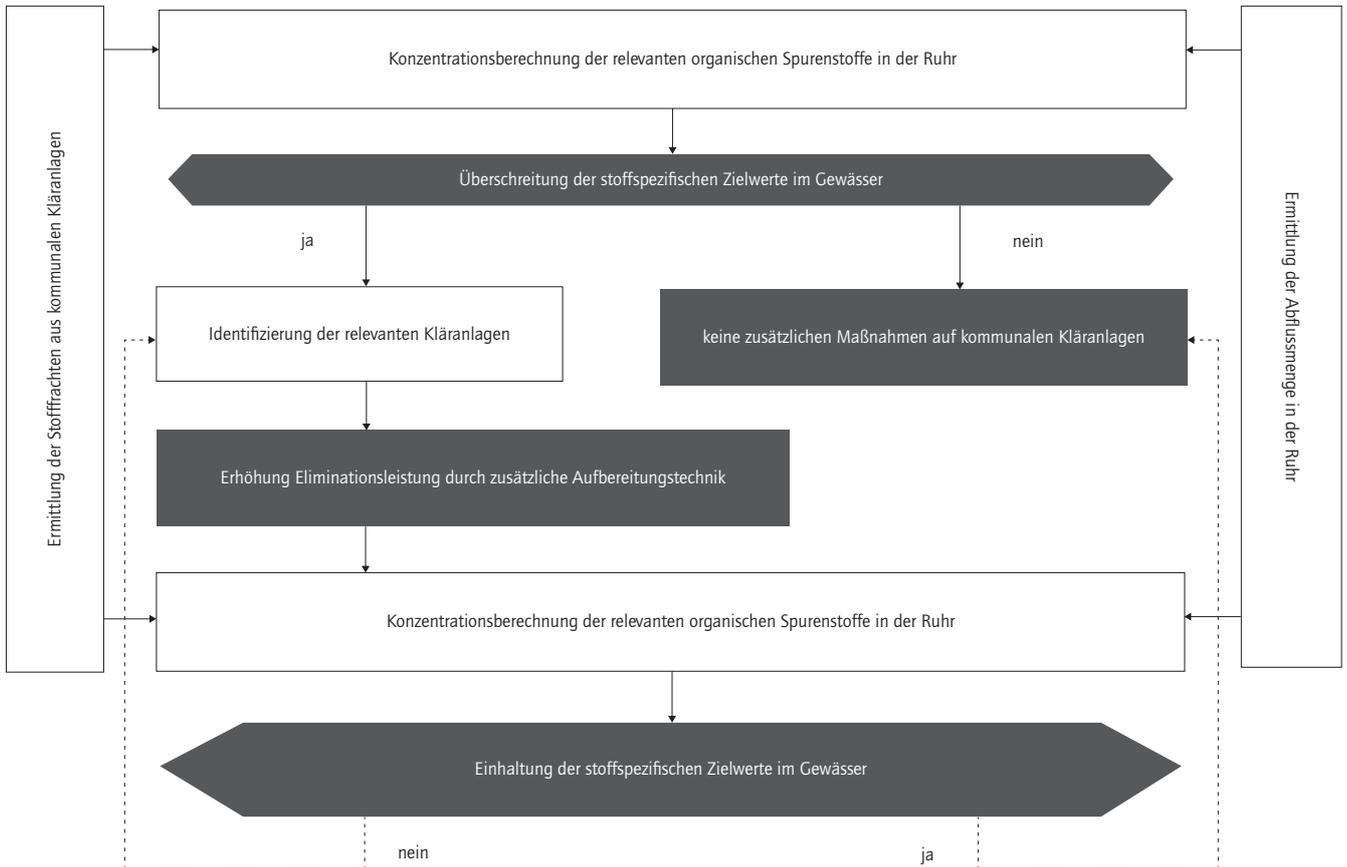
8.3. VERMINDERUNG DER OBERFLÄCHENWASSERBELASTUNG DURCH ZUSÄTZLICHE BEHANDLUNGSSTUFEN AUF KOMMUNALEN KLÄRANLAGEN

Aufgrund zahlreicher chemischer Untersuchungen der Abläufe der kommunalen Kläranlagen und der Oberflächengewässer ist das Eintragspotenzial von kommunalen Kläranlagen hinsichtlich einer Vielzahl von organischen Spurenstoffen recht gut bekannt (u. a. Carballa et al. 2004, Fahlenkamp et al. 2004 und 2006a, Friedrich et al. 2005; Joss et al. 2005, Kümmerer et al. 2003, Metzger 2005, Scharf et al. 2002, Ternes et al. 2004, Ternes 1998, Widmann et al. 2004, Zühlke et al. 2004). Im Land Nordrhein-Westfalen wurden vom damaligen Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz in den Jahren 2004 bis 2006 Forschungsvorhaben initiiert, die das Eintragspotenzial von gefährlichen Stoffen durch kommunale Kläranlagen sowie die Möglichkeiten einer Elimination darstellen und bewerten sollten. Die Untersuchungen fokussierten zunächst auf der Charakterisierung des Eintrags von gefährlichen Stoffen in die Kläranlage und des Eliminationsverhaltens der Stoffe in der Kläranlage sowie auf einer Charakterisierung der stofflichen und

quantitativen Leistungsfähigkeit mechanisch-biologischer Kläranlagen (Fahlenkamp et al. 2004, 2006a). Weitere Untersuchungen betrachteten die Eliminierbarkeit von organischen Spurenstoffen mit Ozon im Abwasser mehrerer Kläranlagen und bestätigten das Potenzial der Ozonung in der weitergehenden Abwasserbehandlung (Fahlenkamp et al. 2006b). Daten zum Vorkommen von gefährlichen Stoffen in Kläranlagenabläufen, Gewässern und Klärschlamm wurden von Pinnekamp & Ivashechkin (2005) sowie von Welker (2006) zusammengestellt.

Insbesondere für Oberflächengewässer, die für eine Trinkwassergewinnung genutzt werden, muss es das logische Ziel sein, die Emissionen von problematischen Spurenstoffen bereits an der Quelle zu reduzieren. Das MKUNLV NRW gab deshalb im Jahre 2007 eine Studie in Auftrag, in der die Einträge von organischen Spurenstoffen in die Ruhr durch kommunale Kläranlagen bilanziert, die Auswirkungen zusätzlicher Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen auf die Wasserqualität der Ruhr und auf die Trinkwasserqualität unterstromig gelegener Wasserwerke bewertet sowie die Kosten für verschiedene Abwasseraufbereitungsmaßnahmen kalkuliert wurden (IWW & ISA 2008).

Abbildung 24: Vorgehensweise für die durchgeführten Prognoserechnungen

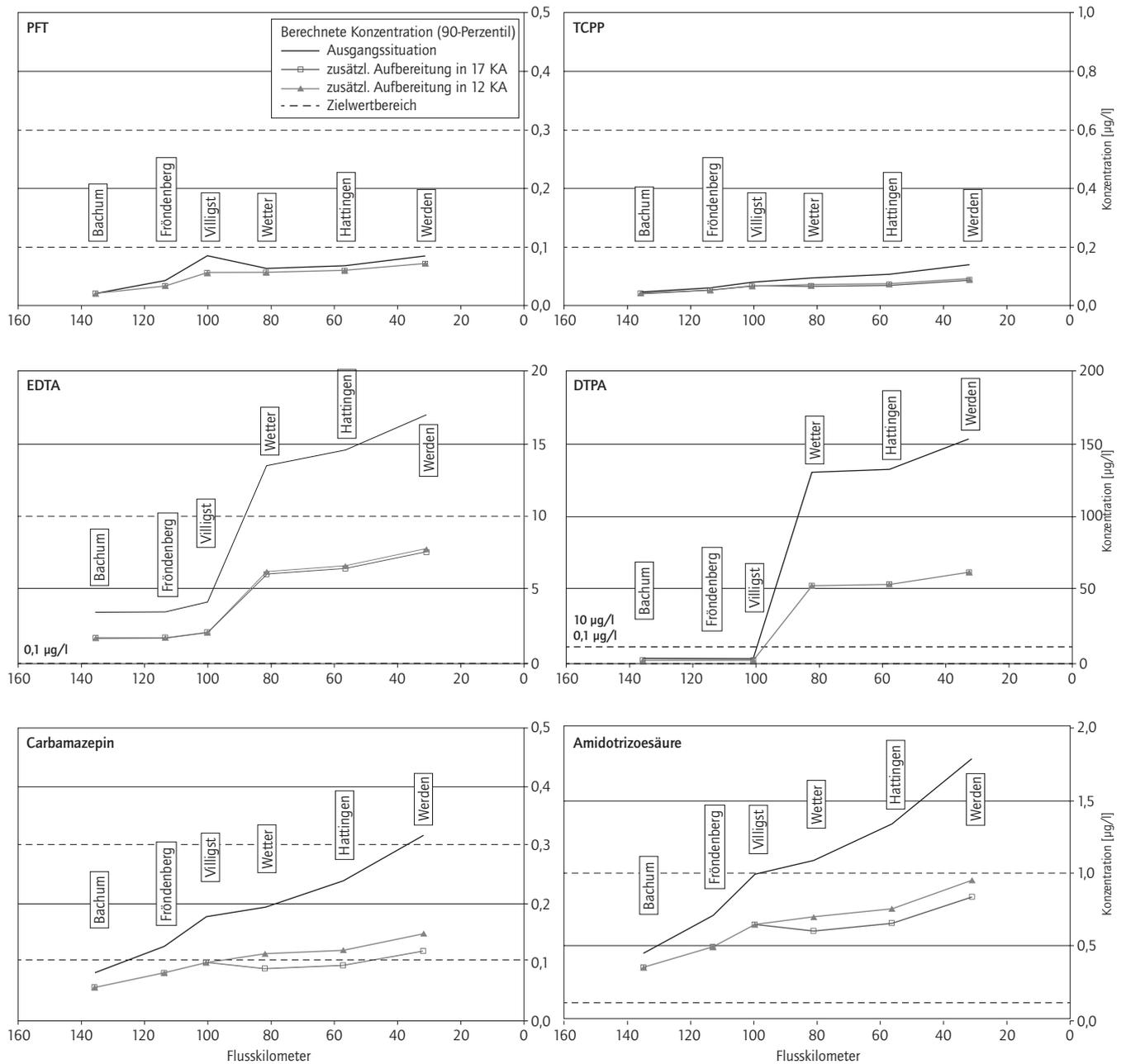


Im Folgenden wird die Vorgehensweise beschrieben, wie auf Grundlage der verfügbaren Daten die Stoffeinträge in die Ruhr bilanziert und die Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit prognostiziert wurde (Prognosemodell, Abbildung 24). Auf Basis der gemessenen und berechneten Stofffrachten der kommunalen Kläranlagen und der Abflussmengen in der Ruhr an sechs Abschnitten wurden die Konzentrationen der relevanten organischen Spurenstoffe zunächst ohne zusätzliche Aufbereitungstechnik in den Kläranlagen berechnet (Ausgangssituation). Einträge, die nicht über die kommunalen Kläranlagen erfolgten, wurden bei den Berechnungen nicht berücksichtigt. In den anschließenden Variantenberechnungen wurde die Eliminationsleistung ausgewählter Kläranlagen bezüglich der betrachteten Stoffe durch zusätzliche Aufbereitungstechnik (Ozonung und Ozonung+Aktivkohlefiltration) erhöht. Die Auswahl der Aufbereitungstechnik erfolgte aufgrund der stoffspezifischen Zusammensetzung der Abwässer. Eine zusätzliche Aktivkohlefiltration wird bei hohen Frachten von phosphororganischen Flammschutzmitteln im Kläranlagenablauf und aufgrund einer

durch die hohe Krankenhausdichte im Einzugsgebiet verursachten Stoffbefrachtung mit Arzneistoffen und Röntgenkontrastmitteln eingesetzt.

Die Auswahl der Kläranlagen erfolgte zunächst aufgrund ihrer Größe und des damit verbundenen hohen Eintrages von einwohnerspezifischen Stoffen, wie Arzneimitteln und Röntgenkontrastmitteln sowie mit Einschränkung phosphororganischen Flammschutzmitteln. Weiterhin wurden Kläranlagen berücksichtigt, die bestimmte stoffspezifische Charakteristika, z. B. hohe Frachten von Komplexbildnern, aufwiesen (Variante 1, 17 Kläranlagen). In einer weiteren Variante blieben kleinere Kläranlagen in den Einzugsgebieten von Nebengewässern auch aufgrund ihrer räumlichen Distanz zu den Ruhrwasserwerken unberücksichtigt (Variante 2, 12 Kläranlagen). Die prognostizierten Konzentrationen wurden vor dem Hintergrund der Einhaltung der möglichen stoffspezifischen Zielwerte bewertet (Abbildung 25). Die Zielwerte mussten in mindestens 90 % der Abflussmengen eingehalten werden (90-Perzentil).

Abbildung 25: Berechnete Konzentrationen von PFT, TCP, EDTA, DTPA, Carbamazepin und Amidotrizoesäure aus Kläranlagenabläufen im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration



Zusammenfassung der Stoffbilanzierung: Auf Grundlage der verfügbaren Daten konnte gezeigt werden, dass die Frachten von PFT und phosphororganischen Flammschutzmitteln aus den kommunalen Kläranlagen nicht zu einer Überschreitung des Zielwertes von $0,1 \mu\text{g/l}$ in der Ruhr führten. Die Prognoserechnungen für Carbamazepin und Amidotrizoesäure verdeutlichen, dass eine Zielerreichung nur durch eine Erweiterung der Aufbereitungstechnik in ausgewählten Kläranlagen erreicht werden kann. Aufbereitungsverfahren der Wahl waren die Ozonung und eine Kombination aus Ozonung mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration. Aufgrund des hohen Frachteintrages von Komplexbildnern durch einen Industriebetrieb kann der Zielwertbereich für die Verbindungen EDTA und DTPA trotz zusätzlicher Aufbereitungstechnik in den Kläranlagen in der Ruhr nicht erreicht werden.

8.4. WEITERE ANSÄTZE ZUR REDUZIERUNG DER STOFFEINTRÄGE IN OBERFLÄCHENGEWÄSSER

8.4.1. VERMEIDUNG AN DER QUELLE

Es ist für das Eintragsgebiet der Ruhr unstrittig, dass zur langfristigen Sicherung einer qualitativ hochwertigen Trinkwasserversorgung grundsätzlich Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge trinkwasserrelevanter organischer Spurenstoffe besteht. In der Studie des IWW und des ISA wurden bereits die Möglichkeiten einer Reduktion der Spurenstoffemissionen durch kommunale Kläranlagen unter qualitativen und monetären Aspekten wissenschaftlich untersucht (IWW & ISA 2008). Eine verfahrenstechnische Optimierung ausgewählter kommunaler Kläranlagen ist sicherlich zur Frachtreduktion einwohnerspezifischer Stoffe wie Arzneimittel und einige Industriechemikalien erforderlich. Für die Mehrzahl der in der Ruhr in z. T. sehr hohen Konzentrationen nachgewiesenen Industriechemikalien ist davon auszugehen, dass ein Rückhalt der im Produktionsprozess eingesetzten oder dort entstehenden organischen Verbindungen unmittelbar am Einsatz- oder Entstehungsort, also im Gewerbe- und Industriebetrieb, kostengünstiger und effektiver ist als nach Vermischung und hoher Verdünnung mit dem übrigen Abwasser. Denn nur hier sind gezielt auf den spezifischen Stoff ausgerichtete Verfahrenstechniken anwendbar, die für einen großen Volumenstrom nach Vermischung nicht einsetzbar wären. Beispiele hierfür sind die separate Behandlung TOSU-haltiger Produktionsabwässer der Fa. Perstorp, die PFT-Elimination in Abwässern aus der Chromsäurebehandlung und die Elimination

von Komplexbildnern aus dem Abwasser der StoraEnso (Merkel & Panglisch 2008, Nisipeanu & Bischof 2008, ISA 2009).

Das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW fördert derzeit 10 Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren“. Das Ziel ist die Reduzierung des Eintrages von Arzneistoffen und organischen Spurenstoffen in die Gewässer durch geeignete technische Verfahren der kommunalen und industriellen Abwassertechnik. Dabei geht es sowohl um die Weiterentwicklung und Optimierung vorhandener Verfahrenstechniken als auch um die Neuentwicklung von Reinigungsverfahren zur Elimination relevanter Xenobiotika.

In einem derzeit laufenden Vorhaben des IWW wird mit Hilfe von Gewässergütemodellrechnungen eine wissenschaftlich fundierte, datenbasierte Entscheidungsgrundlage zur Reduktion bzw. Vermeidung des Eintrags von organischen Chemikalien aus Industrie- und Gewerbebetrieben geschaffen, mit den Zielen, ein hygienisch einwandfreies Trinkwasser aus der Ruhr mit naturnahen Aufbereitungsverfahren zu gewinnen, das von diesen Verbindungen ausgehende wirkungsseitige Risiko für Organismen in der aquatischen Umwelt zu minimieren sowie den finanziellen und technischen Aufwand der Vorhaltung einer zusätzlichen Aufbereitungstechnik in den kommunalen Kläranlagen und Trinkwasseraufbereitungsanlagen zu vermindern. Besonderer Wert wird auf Gewässergütemodellrechnungen gelegt, die auf Basis von gemessenen und berechneten Stofffrachten, einer modifizierten Aufbereitungstechnik in den Abwasserbehandlungsanlagen der Betriebe bzw. kommunalen Kläranlagen und der Wasserführung der Ruhr die Konzentrationen der relevanten Industriechemikalien in der Ruhr prognostizieren sollen. Als Ergebnis wird die Möglichkeit gegeben sein, trinkwasserrelevante Schadstoffe und Belastungsschwerpunkte zu identifizieren und zu quantifizieren und die Schadstoffeinträge - im Sinne einer unter ökotoxikologischen und humantoxikologischen Aspekten nachhaltigen Ressourcennutzung - auf Basis immissionsseitiger Zielwerte zu bewerten.

8.4.2. MASSNAHMEN BEI DER TRINKWASSERAUFBE- REITUNG

Auch wenn die Vermeidung oder weitgehende Verminderung der Emissionen an den Quellen vorrangig ist, sind aus Gründen des vorsorgenden Gesundheits- und Verbraucherschutzes und des Multi-Barriere-Ansatzes neben den geplanten Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung und an der Quelle (Industrie, Gewerbe, Landwirtschaft) als weitere Barriere auch Maßnahmen im Rahmen der Trinkwasseraufbereitung zu ergreifen (MUNLV NRW 2009a).

Aufgrund eines hohen Abwasseranteils der Ruhr ist eine umfassende und vorsorgende Trinkwasseraufbereitung von besonderer Bedeutung. Die Trinkwasserversorgung an der Ruhr erfolgt i. d. R. durch die sog. künstliche Grundwasseranreicherung. Dieses naturnahe Aufbereitungsverfahren reicht beim Auftreten von bestimmten organischen Spurenstoffen im Rohwasser oftmals nicht aus. Somit sollte ein Mindeststandard der Trinkwasseraufbereitung an der Ruhr definiert werden, der insbesondere auf die Entfernung organischer Spurenstoffe ausgerichtet ist. Dieser Mindeststandard könnte nach den oben genannten natürlichen Aufbereitungsverfahren insbesondere auch eine Kombination weitergehender technischer Verfahren beinhalten. Dazu zählen Oxidationsverfahren (beispielsweise mit Ozon) sowie Adsorptions- und Filtrationsverfahren (mit Aktivkohle). Insbesondere beim Einsatz von Oxidationsverfahren ist auch auf die indirekte Wirkung bzw. Erzeugung von möglicherweise toxischen Umsetzungsprodukten zu achten, so dass eine Nachbehandlung derartiger aufbereiteter Wässer erforderlich werden kann. Als Alternative zu den konventionellen Aufbereitungsverfahren bieten sich Membranverfahren wie die Nanofiltration und die Niederdruck-Umkehrosmose an.

Mitte des Jahres 2010 sind die Wasserversorgungsunternehmen an der Ruhr von den zuständigen Bezirksregierungen aufgefordert worden, ihre Wasseraufbereitungsverfahren dem Stand der Technik anzupassen. Auf der Grundlage eines Schreibens des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MUNLV 2010) wurden konkrete Verfahrensvorschläge gemacht:

[...] Eine dem heutigen Stand der Technik entsprechende Aufbereitung von Trinkwasser, das direkt oder indirekt aus einem anthropogen beeinflussten Oberflächengewässer entnommen wird, muss daher generell mindestens folgende Aufbereitungsstufen umfassen:

1. ein geeignetes Verfahren der Partikelentfernung mit dem Schwerpunkt der Entfernung mikrobiologischer Belastungen gemäß DVGW-Arbeitsblätter W 213 Teile 1 bis 6, DVGW-Arbeitsblatt W 126 und der Mitteilung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission „Anforderungen an die Aufbereitung von Oberflächenwässern zu Trinkwasser im Hinblick auf die Entfernung von Parasiten (Bundesgesundheitsblatt (1997) 12, Seite 484 ff)“
2. eine Ozonung zum Aufbrechen persistenter Verbindungen
3. eine Adsorptionsstufe zur möglichst weitgehenden Entfernung von unerwünschten organischen Wasserinhaltsstoffen
4. eine Desinfektion des Trinkwassers gemäß DVGW-Arbeitsblatt W 290

Alternativ zu den unter 1. bis 2. genannten Stufen der Aufbereitung kann auch eine den Anforderungen der Partikelentfernung (incl. Makromoleküle, Viren und Kolloide) genügende Filtration (Ultrafiltration, Porengröße 0,1 - 0,01 µm) gewählt werden.

Alternativ zu den unter 1. bis 3. genannten Stufen kann auch eine Nanofiltration (Porengröße 0,01 - 0,001 µm) gewählt werden.

8.5. FAZIT

Die Verwendung insbesondere von Human- und Veterinärarzneistoffen, Körperpflegemitteln und Waschmittelinhaltsstoffen sowie der intensive Einsatz von Industriechemikalien und Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln führen zu Belastungen von Oberflächengewässern, wobei die Abwägung zwischen Nutzen und Schaden sowie der Vermeid- und Unvermeidbarkeit von Belastungen eine besondere Herausforderung in der Gesellschaft darstellt. Insbesondere für Oberflächengewässer in Regionen mit hoher Siedlungsdichte und starker industrieller Nutzung, die neben der Abwasserentsorgung auch der Trinkwasserversorgung dienen, ist die Vermeidung der Emission organischer Spurenstoffe zur nachhaltigen Sicherung einer hohen Trinkwasserqualität von besonderer Bedeutung. Langfristiges Ziel muss es sein, eine sichere Trinkwasserversorgung aus Oberflächengewässern unter Nutzung natürlicher bzw. naturnaher Aufbereitungsverfahren zu gewährleisten.

An der Ruhr wurde eine Erfolg versprechende Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität erarbeitet,

die mehrere Handlungsebenen kombiniert. Wesentliche Säulen dieser Strategie sind die Vermeidung des Einsatzes umweltgefährdender und/oder trinkwasserrelevanter Stoffe, die Vermeidung bzw. Elimination der Stoffe an den Quellen (Industrie- und Gewerbebetriebe als Punktquelle und Landwirtschaft als diffuse Quelle) sowie die Ergänzung bestehender kommunaler Kläranlagen und Trinkwasseraufbereitungsanlagen mit zusätzlichen Behandlungsstufen.

Verschiedene technische Maßnahmen an Industriebetrieben zur Reduzierung des Eintrags der trinkwasserrelevanten Verbindungen PFT, TOSU und Sulfolan in die Ruhr wurden in der jüngsten Vergangenheit umgesetzt. Im Rahmen eines F&E-Vorhabens wurde ein erstes Stoffflussmodell entwickelt, mit dem die aus den kommunalen Kläranlagen stammenden Frachten von organischen Spurenstoffen für verschiedene Punkte des Ober-

flächengewässers abgeschätzt und belastete Fließgewässerabschnitte identifiziert werden können (Ist-Zustand). Mit Hilfe von Prognoserechnungen können verschiedene Szenarien des Einsatzes weitergehender Maßnahmen bei der Abwasserreinigung betrachtet und das Vorkommen von verschiedenen Leitsubstanzen im Gewässer prognostiziert werden. Der Ruhrverband hat mit dem Bau einer großtechnischen Pilotanlage zur Spurenstoffelimination in der Kläranlage Schwerte zur Reinigung der Abwässer mit Ozon und einer nachgeschalteten Aktivkohlebehandlung begonnen. Auch wenn die Vermeidung oder weitgehende Verminderung der Emissionen an den Quellen vorrangig ist, kann zukünftig vermutlich nicht auf zusätzliche Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung verzichtet werden. Einige Wasserversorgungsunternehmen an der Ruhr ergänzen derzeit bestehende Wasseraufbereitungsanlagen mit den Verfahrensstufen Ozonung, Aktivkohlefiltration und UV-Behandlung.

9. NUTZUNG VERFÜGBARER PRIORISIERUNGSRGITHMEN ZUR FRÜHERKENNUNG VON POTENZIELL WASSER-RELEVANTEN KONTAMINANTEN

Das IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH stellte gemeinsam mit der Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Ruhr-Universität Bochum (Prof. Dr. Wilhelm) im Jahr 2010 die „Möglichkeiten zur systematischen Auswertung von Stoffinformationen zwecks Früherkennung potenzieller Umweltschadstoffe“ zusammen (IWW und RUB 2010). Ein Auszug dieser Studie wird im Folgenden vorgestellt.

9.1. EINLEITUNG

Das „Chemikalien-Universum“ umfasst derzeit ca. 8,4 Millionen Substanzen, die kommerziell erhältlich sind; nur 240.000 dieser Substanzen sind einer CAS-Nummer zugeordnet (<http://www.cas.org/CASFILES/chemlist.html>). Die Zahlen erhöhen sich weiterhin um Abbauprodukte, die aus diesen Substanzen entstehen. Allein innerhalb der letzten 30 Jahre wurden in den USA 100.000 neue Substanzen registriert (ähnliche Zahlen gelten für Europa) (Muir und Howard 2006). In Abbildung 26 ist ein Verteilungsprofil für die unterschiedlichen Anwendungen der in den USA kommerziell erhältlichen Substanzen dargestellt (ohne nukleare Materialien, Waffen und Munition), das nach Muir und Howard (2006) in dieser relativen Verteilung auch für die EU und somit in etwa auch für Deutschland gelten sollte.

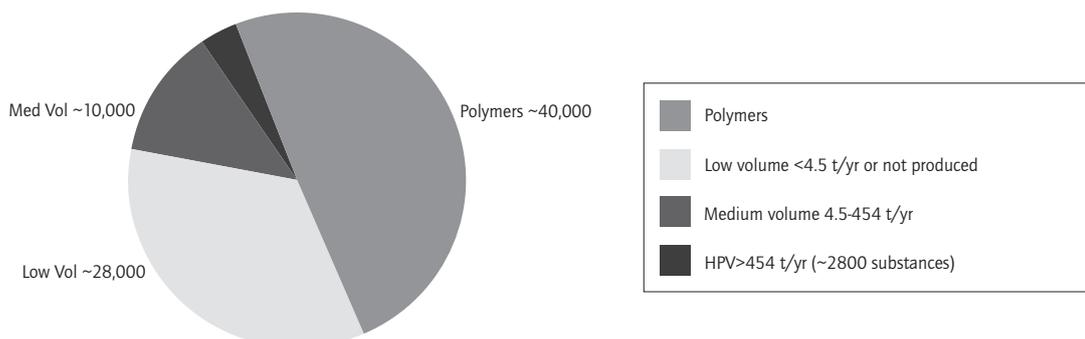
Die große Menge an Substanzen erfordert eine tiefgehende Bewertung der Chemikalien hinsichtlich eines potenziellen Risikos für die Umwelt. So spricht man von

Abbildung 26: Geschätzte Anzahl und Nutzungskategorien der kommerziellen Chemikalien, die in den USA innerhalb der letzten 30 Jahre registriert wurden

A. Breakdown of the Chemicals in commerce - USA



B. "Industrial" Chemicals in commerce - US TSCA inventory



Quelle: Muir und Howard 2006.

1. aufkommenden Substanzen (emerging substances):

Substanzen, die in der Umwelt detektiert wurden, die jedoch zurzeit nicht in einem Routinemonitoring-Programm auf europäischer Ebene erfasst werden und deren Abbauverhalten, Verhalten und (öko-)toxikologische Effekte noch nicht gut erfasst worden sind (http://www.norman-network.net/index_php.php?module=public/others/glossary).

2. aufkommenden Schadstoffen (emerging pollutants):

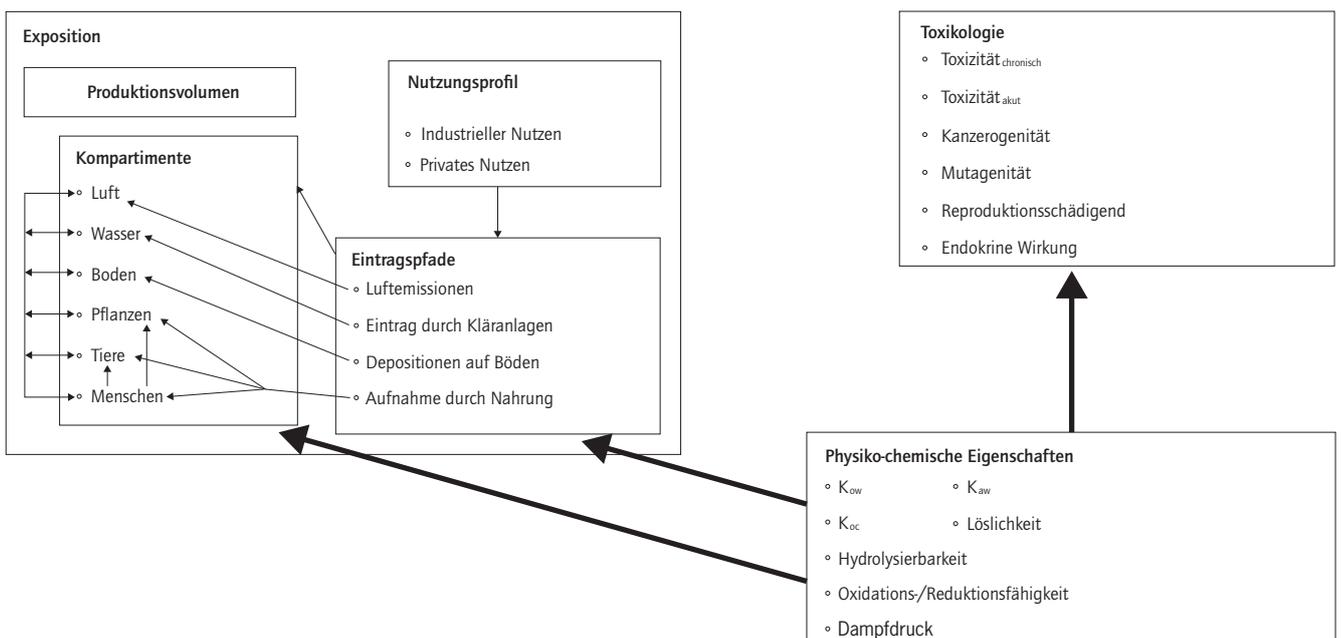
Substanzen, die zurzeit noch nicht in einem Routinemonitoring-Programm auf europäischer Ebene erfasst sind und die aufgrund nachteiliger Effekte und/oder ihrer Persistenz evtl. Kandidaten für weitergehende gesetzliche Regulierungen sind (http://www.norman-network.net/index_php.php?module=public/others/glossary). Synthetische organische Substanzen oder produzierte natürliche Verbindungen, bei denen zunehmende Beweise auf einen möglichen nachteiligen Effekt bei umweltrelevanten Konzentrationen hinweisen, aber deren Eintrag in die Umwelt nicht reguliert ist und die nicht in Routinescreenings der Umwelt betrachtet werden (Hoenicke et al. 2007).

bestimmter Stoffe, über lange Zeiträume hinweg in der Umwelt zu verbleiben, ohne durch physikalische, chemische oder biologische Vorgänge abgebaut werden zu können), die Bioakkumulationsfähigkeit (Anreicherung von Stoffen im Organismus nach Aufnahme aus der Umgebung) und Toxizität (Giftigkeit einer Substanz), kurz auch PBT-Kriterien genannt.

= Um einzelne Substanzen aus der Gesamtheit der Chemikalien zu identifizieren, die ein Risiko für den Menschen oder die Umwelt darstellen (können), bedarf es eines Verfahrens, das Chemikalien hinsichtlich ihres Gefährdungspotenzials selektiert bzw. zu priorisiert, da eine Einzelüberprüfung aller Chemikalien jeglichen Rahmen der Umsetzbarkeit sprengen würde. Es gibt bereits verschiedene Ansätze für derartige Bewertungsalgorithmen, die jedoch zumeist kompartimentbezogen sind und nicht das von einer Substanz ausgehende Risiko für die gesamte Umwelt und den Menschen abschätzen. Die Kategorisierung der Substanzen erfolgt generell über drei Pfade (Exposition, physiko-chemische Eigenschaften, Toxikologie), die stark miteinander verknüpft sind. Eine stark vereinfachte Darstellung der drei Pfade und ihrer Interaktionen sind in Abbildung 27 dargestellt.

Kriterien, die eine Substanz unmittelbar als potenzielle Gefahr für die Umwelt charakterisieren, sind die Persistenz (Eigenschaft

Abbildung 27: Stark vereinfachtes Schema zur Interaktion der drei Bewertungspfade zur Priorisierung von Chemikalien



Im Folgenden werden drei aus der wissenschaftlichen Literatur bekannte Vorgehensweisen zur Priorisierung von Stoffen zusammenfassend dargestellt.

9.2. EUSES-ANSATZ

Verdonck et al. (2005) beschreiben eine Vereinfachung des EUSES-Programms (European Commission 2004 - European Union System for the Evaluation of Substances) zur Risikobewertung. Hierzu wurden die Schlüsselparameter des Programms zur Berechnung des RCR (Risk Characterisation Ratio) für verschiedene Expositionspfade und physiko-chemische Eigenschaften identifiziert und in eine einfache Tabelle überführt.

$$\text{RCR} = \frac{\text{PEC}}{\text{PNEC}}$$

PEC = Predicted Environmental Concentration

PNEC = Predicted No Effect Concentration

Generell wird eine Substanz ab einem RCR > 1 als potenziell gefährlich eingestuft. Die Berechnung des RCR mittels EUSES bedarf allerdings 466 Eingabeparameter, 961 Verbindungsparameter und 123 Default-Parameter. Weiterhin wird eine große Bandbreite an Emissionspfaden unterteilt, die durch eine Kombination der vier Hauptkategorien

- Nutzung in geschlossenen Systemen,
- Gebrauch zum Einschluss in oder auf einer Matrix,
- nicht weit verbreiteter Nutzen und
- weit verbreiteter Nutzen

und 55 weiterer Gebrauchskategorien¹ (spezifische Funktionen/Verwendungsbereiche) der Substanz entstehen.

Bewertung: Dieser Priorisierungsmechanismus ist ein einfaches Werkzeug, um schnell und einfach eine Bewertung durchzuführen. Jedoch mangelt es bei diesem Ansatz - ebenso wie bei vielen anderen - an einer ausreichend strukturierten und vollständigen Datenbank. Eine einfache Abfrage bzgl. $\log K_{OW}$, $\log VP$ und der Bioabbaubarkeit ist nur bei wenigen Datenbanken möglich. Das Expositionsszenario ist in keiner der ermittelten Datenbanken als Abfrageparameter gegeben. Ein Screening von wenigen schon zuvor bekannten Substanzen auf ein potenzielles Risiko ist schnell durch diesen Algorithmus durchführbar. Eine Auswahl potenzieller Risikosubstanzen aus der Gesamtheit der Chemikalien zu filtern, ist auf Grund der gegebenen Datenbestände bzw. deren Aufbereitungsform in den Datenbanken nicht möglich.

9.3. PRIORISIERUNGSANSATZ IN DER EAWAG

Der von Götz et al. (2010) beschriebene Bewertungsalgorithmus bezieht sich ausschließlich auf die aquatische Umwelt. Zur Priorisierung der Chemikalien werden sieben Kategorien gebildet, die sich wie folgt zusammensetzen:

1. hoch persistente Chemikalien, die kontinuierlich in Oberflächengewässer eingetragen werden
2. hoch persistente Chemikalien mit komplexen Eintragswegen
3. moderat persistente Chemikalien, die kontinuierlich eingetragen werden
4. moderat persistente Chemikalien mit komplexen Eintragswegen
5. flüchtige und stark adsorbierende Chemikalien
6. schnell abbaubare Chemikalien
7. nicht klassifizierbare Chemikalien

¹ Absorbents and adsorbents, Adhesive, binding agents, Aerosol propellants, Anti-condensation agents, Anti-freezing agents, Anti-set-off and anti-adhesive agents, Anti-static agents, Bleaching agents, Cleaning/washing agents and additives (detergents; soaps; dry cleaning solvents; optical brighteners in detergents), Colouring agents (dyestuffs; pigments; colour forming agents; fluorescent brighteners), Complexing agents, Conductive agents (electrolytes; electrode materials), Construction materials and additives, Corrosion inhibitors, Cosmetics, Dust binding agents, Electroplating agents, Explosives (blasting agents; detonators; incendiaries), Fertilizers, Fillers, Fixing agents, Flame retardants and fire preventing agents, Flotation agents, Flux agents for casting, Foaming agents (chemical/physical blowing agents; frothers), Food/feedstuff additives, Fuels (gasoline; kerosine; gas oil; fuel oil; petroleum gas; non-mineral oil), Fuel additives (anti-fouling agents; anti-knock agents; deposit modifiers; fuel oxidizers), Heat transferring agents (cooling agents; heating agents), Hydraulic fluids and additives, Impregnation agents, Insulating materials, Intermediates (monomers; pre-polymers), Laboratory chemicals, Lubricants and additives, Odour agents, Oxidizing agents, Plant protection products, agricultural, Biocides, non-agricultural (disinfectants; preservative products; pest control products; specialist biocides), pH-regulating agents, Pharmaceuticals (veterinary medicines), Photochemicals (desensitisers; developers; fixing agents; photosensitive agents; sensitizers; antifogging agents; light stabilisers; intensifiers), Process regulators (accelerators; activators; catalysts; inhibitors; siccatives; anti-siccatives; cross-linking agents; initiators; photo-initiators; etc.), Reducing agents, Reprographic agents (toners for photo-copying machines; toner additives), Semiconductors (photovoltaic agents), Softeners (coalescing agents; bates in leather technology; devulcanizing agents; emollients; swelling agents; water softeners; plasticisers), Solvents, Stabilizers, Surface-active agents, Tanning agents, Viscosity adjusters (pour-point depressants; thickeners; thixotropic agents; turbulence suppressors; viscosity index improvers), Vulcanizing agents, Welding and soldering agents, Others.

Um die zu prüfenden Chemikalien in eine dieser Kategorien einzuteilen, werden drei Filterfunktionen eingesetzt:

- Filter 1: Verteilung zwischen den Medien
- Filter 2: Abbaubarkeit
- Filter 3: Eintragsdynamik

Zur Prüfung dieses System wurden - basierend auf der WRRRL, einem Rhein-Monitoringprogramm und einem schweizweiten Monitoringprogramm - 250 Substanzen ausgewählt. Es zeigte sich hierbei, dass 95 % der Substanzen, die in schweizer Oberflächengewässern gemessen worden sind, oberhalb der festgelegten Grenze von $\emptyset_w > 0,1$ liegen, was auf eine gute Korrelation des Algorithmus mit der tatsächlichen Situation hinweist.

Bewertung: Dieser Algorithmus bezieht sich auf Gewässer und die Kategorisierung kommt mit relativ wenigen Parametern aus. Wenngleich grundsätzlich durch die Verwendung weiterer Bewertungsparameter auch eine präzisere Risikoabschätzung möglich wäre, wird die Zahl der tatsächlich verwendeten Eingangsgrößen vor dem Hintergrund einer im Allgemeinen lückenhaften Datenbasis (insbesondere für weitere stoffbezogene Daten zu Photolyse, Ökotoxizität und Anwendungsmengen) bewusst klein gehalten.

9.4. OSPAR

Der in OSPAR Commission (2000) beschriebene Priorisierungsalgorithmus bezieht sich auf die Belastung von marinen Gewässern. Um das chemische Universum von über 250.000 Substanzen zu reduzieren, wurden nur drei Datenbanken verwendet (Nordic Substance Database mit ca. 18.000 Substanzen, Danish EPA QSAR Database mit über 166.000 Substanzen, Database of the Netherlands's BKH/Haskoning Report mit ca. 180.000 Substanzen). Das Ranking basiert auf einer einfachen Multiplikation. Es gibt eine Punktzahl für den potenziellen Effekt und eine für die Exposition. Die Expositionspunktzahl (0-10) wird nach einer modifizierten Version der europäischen Risiko-Ranking-Methode (http://ec.europa.eu/environment/docum/pdf/bkh_main.pdf) vergeben. Die Modifikation wurde durchgeführt, um den auf Süßwasser bezogenen Ansatz auf die marinen Verhältnisse anzupassen. Die Effektpunktzahl wird berechnet unter Einbeziehung der Effekte auf aquatische Organismen sowie auf den Menschen als Folge der Schadstoffaufnahme über die

Nahrungskette. Das Hauptproblem beim Ranking war die (nur lückenhafte) Verfügbarkeit von Produktions- und Anwendungsdaten zu den einzelnen Substanzen.

Durch das Ranking der Substanzen wurden vier Listen entwickelt, die wie folgt definiert sind:

1. Liste für Substanzen im Wasser, die in umweltrelevanten Konzentrationen gemessen worden sind (inkl. physiko-chemischen Eigenschaften)
2. Liste für Substanzen im Wasser mit modellierten umweltrelevanten Konzentrationen; basierend auf dem Produktionsvolumen und dem Anwendungsbereich
3. Liste für Substanzen im Sediment, die in umweltrelevanten Konzentrationen gemessen worden sind (inkl. physiko-chemischen Eigenschaften)
4. Liste für Substanzen im Sediment mit modellierten umweltrelevanten Konzentrationen; basierend auf dem Produktionsvolumen und dem Anwendungsgebiet.

Der Priorisierungsalgorithmus wurde für 80 Substanzen durchgeführt, die in folgende Gruppen unterteilt wurden:

- A. Substanzen von sehr großer Besorgnis (z. B. POP-ähnliche Substanzen oder Substanzen mit einem PBT-Profil; 48 Substanzen, die in allen 4 Listen einen Spitzenplatz einnehmen) und Indikation durch Produktion, Nutzung oder Auftreten in der Umwelt
- B. Andere vorab ausgewählte Substanzen (mit weniger starkem PBT-Profil) und Indikation durch Nutzung oder Exposition
- C. Substanzen von sehr großer Besorgnis (z. B. POP-ähnliche Substanzen oder Substanzen mit einem PBT-Profil, 48 Substanzen, die in allen 4 Listen einen Spitzenplatz einnehmen), ohne Indikation durch Nutzung oder Exposition
- D. Andere vorab ausgewählte Substanzen ohne Indikation durch Nutzung oder Exposition
- E. Substanzen mit PBT-Eigenschaften, die aber stark reguliert oder vom Markt genommen worden sind
- F. Endokrin wirksame Substanzen, die nicht die P- oder B-Kriterien treffen oder natürliche Hormone
- G. Substanzen, die nicht die vorab gewählten Selektionskriterien treffen (und die von der Liste der Substanzen von möglicher Besorgnis gelöscht werden sollen) oder Substanzen die schon in der Liste erfasst sind

Bewertung: Der Bewertungsalgorithmus ist einfach aufgebaut und kann für das Kompartiment Wasser gut übernommen werden. Die Modifikationen, die vorgenommen worden sind, um die Modelle einer marinen Umgebung anzupassen, sind für die hier vorgestellte Vorgehensweise zur Priorisierung von Stoffen nicht notwendig, daher können die Richtlinien direkt übernommen werden.

9.5. PRIORISIERUNGSBEISPIELE

Für zwei Substanzen, deren Umweltrelevanz bzw. -präsenz im Wesentlichen bereits bekannt ist, wurde am Beispiel von zwei Priorisierungsalgorithmen geprüft, ob mit diesen die Stoffe als potenziell relevant hätten identifiziert werden können. Hierfür wurden die Substanzen Sulfolan und PFOS ausgewählt. Als Priorisierungsansätze wurde der EUSES look-up-table (Kapitel 9.2) sowie der Priorisierungsalgorithmus der EAWAG (Kapitel 9.3) gewählt. Der Euses look-up-table bietet eine einfache Methode zur Priorisierung, da nur 4 Parameter notwendig sind. Zudem kann eine einfache Umrechnung des RCR auf das Produktionsvolumen und das gewünschte Kompartiment (durch Festlegung des PNEC) erfolgen. Der Priorisierungsansatz der EAWAG dient eigentlich nur zur Bewertung von Stoffen in der aquatischen Umgebung. Eine Besonderheit dieses Algorithmus ist, dass das Produktionsvolumen vollständig vernachlässigt wird. Informationen zum Produktionsvolumen waren sowohl für PFOS als auch für Sulfolan

in keiner der bewerteten Datenbanken zu finden. Daher wurde dieser Algorithmus gewählt, denn es ist zu erwarten, dass die Daten zum Produktionsvolumen für einen Großteil der in Zukunft zu bewertenden Substanzen ebenfalls nicht vorhanden sind.

9.5.1. PRIORISIERUNGSBEISPIEL ANHAND DES EUSES LOOK-UP-TABLE

Die Daten zur Priorisierung sind der Tabelle 13 zu entnehmen. Die Priorisierung erfolgte mit Hilfe von Daten aus den Datenbanken IGS, der Danish Q(SAR) und von EpiSuite. Die Priorisierung ergab für Sulfolan einen RCR-Mittelwert von 2,01 (95. Perzentil 2,24; Maximum 2,67). Da der RCR damit größer als 1 ist, wäre entsprechend den Definitionen dieses Priorisierungsalgorithmus ein Risiko für die Umwelt durch diese Substanz wahrscheinlich. Die Priorisierung ergab für PFOS einen RCR Mittelwert von 16,291 (95. Perzentil 26,04; Maximum 22,73). Der RCR ist hier deutlich größer als 1. PFOS würde somit entsprechend den Vorgaben des Bewertungsverfahrens ebenfalls als prioritär eingestuft.

Leider sind für beide Stoffe in keiner Datenbank Informationen zum Produktionsvolumen vorhanden. Daher muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass sich die Priorisierung von einem Standardproduktionsvolumen von 1 t/y und einem für Wasser standardisiertem PNEC von 1 µg/l ableitet.

Tabelle 13: Daten zur Priorisierung mittels des EUSES look-up-Table

NAME/ PARAMETER	SULFOLAN 126-33-0	DATENQUELLE	PFOS 1763-23-1	DATENQUELLE
log VP*	-1,46	IGS	NEIN	IGS
log K _{ow}	NEIN		NEIN	
Use	Industry		Industry	
Biodegradation.	NEIN		NEIN	
log VP*	-0,41	Danish (Q)SAR	-2,19	Danish (Q)SAR
log K _{ow}	-0,24		6,28	
Use	NEIN		NEIN	
Biodegradation.	gut		schlecht	
log VP*	-2,39	EpiSuite	-2,19	EpiSuite
log K _{ow}	-0,77		6,28	
Use	NEIN		NEIN	
Biodegradation.	gut		gut	
Tonnage	NEIN	Alle (mit pos. Eintrag für Produktionsvolumen aus der (Querverweis auf Anhangstabelle)	NEIN	Alle (mit pos. Eintrag für Produktionsvolumen aus der (Querverweis auf Anhangstabelle)

*Der Dampfdruck wurde in allen verwendeten Informationsquellen nicht logarithmiert in mm Hg (bei 25°C) angegeben.

9.5.2. PRIORISIERUNGSBEISPIEL ANHAND DES EAWAG-ALGORITHMUS

Die notwendigen Daten sind der Tabelle 14 zu entnehmen. Eine Priorisierung anhand der Informationen aus IGS (und anderer deutscher Datenbanken) konnte nicht erfolgen. Der log K_{ow} Wert fehlte ebenfalls in der Danish Q(SAR). Ein Vergleich der Algorithmen durch die Nutzung verschiedener Informationsquellen ist hier demnach nicht möglich. Jedoch wurde PFOS als Beispielsubstanz in der Publikation von Götz et al. (2010) verwendet und der Exposure-Kategorie 1 zugeordnet. Das Ranking durch IWW ergab ebenfalls für PFOS die Exposure-Kategorie 1. Gleiches gilt für Sulfolan. Sowohl PFOS (doppelt abgesichert) als auch Sulfolan sind nach diesem Algorithmus mit einer großen Wahrscheinlichkeit in Gewässern zu finden und wären - sofern nicht bereits erfolgt - im Weiteren einem toxikologischen Risk Assessment zu unterziehen.

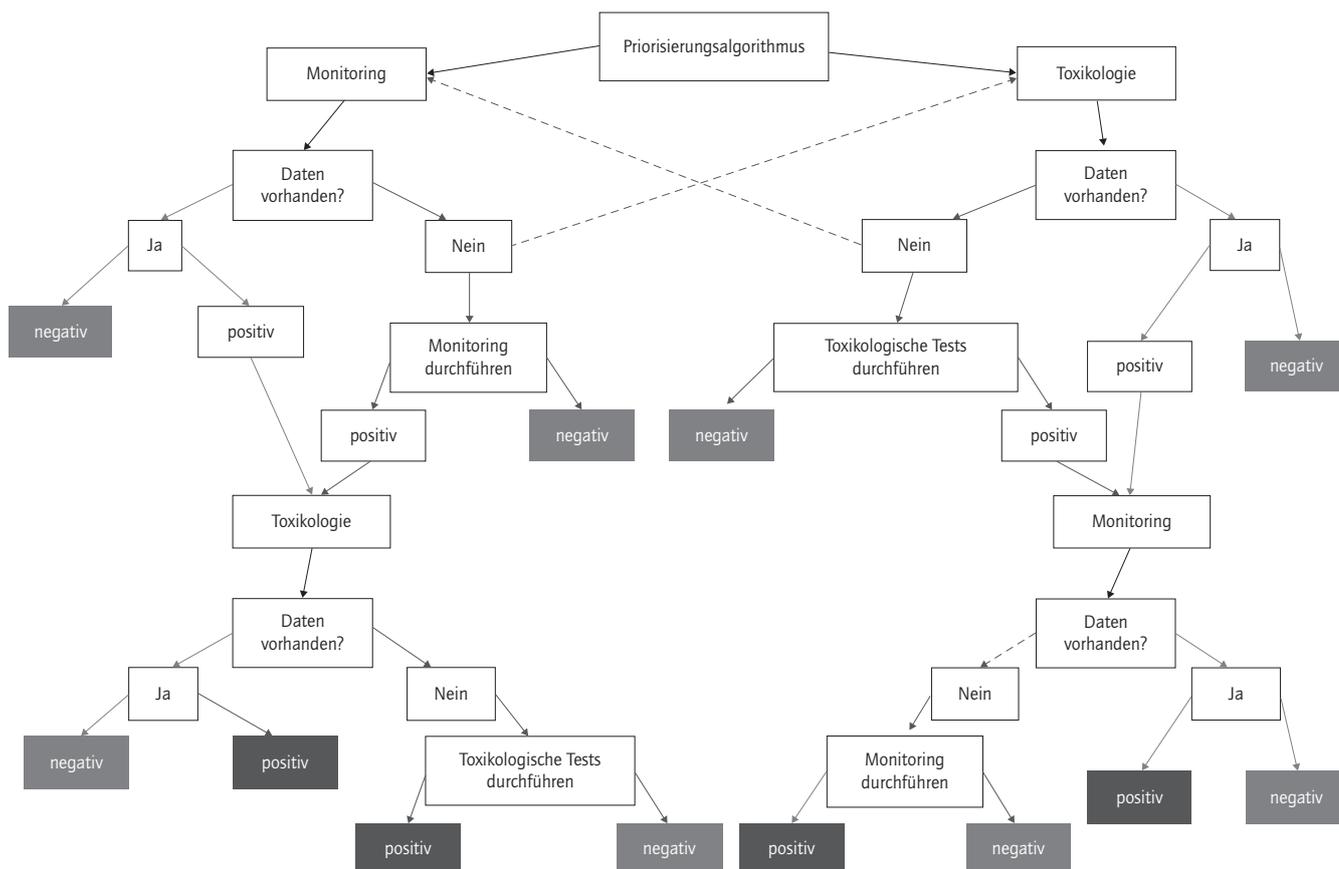
9.5.3. BEWERTUNG DER PRIORISIERUNGSBEISPIELE

Die Stoffe Sulfolan und PFOS wurden mittels der gewählten Priorisierungsalgorithmen als prioritär bewertet. Dies bedeutet jedoch nicht, dass die Bewertung der Stoffe als vollständig abgeschlossen zu betrachten ist. Die Priorisierungsalgorithmen in der hier vorliegenden Form können lediglich dazu dienen, Stoffe aus der Gesamtheit der Chemikalien auszuwählen, die im Weiteren auf ihre Wirkung in der Umwelt geprüft werden sollten. Diese Prüfung kann durch die Ermittlung von Toxizitätsdaten erfolgen, da einzig im EUSES-Ansatz die Ökotoxikologie (durch den PNEC_{aq}) einen Einfluss auf die Einstufung des Stoffes hat, und/oder durch Erhebung von Monitoringdaten, um die mit den Priorisierungsalgorithmen errechneten theoretischen Erwartungswerte durch einen tatsächlichen Nachweis in den Umweltkompartimenten zu verifizieren. Die hier dargestellten und verwendeten Priorisierungsalgorithmen sind somit weder hinsichtlich ihrer Ergebnisse noch ihres Aufbaus als abschließend zu betrachten. Sie können jedoch als Grundlage zu ihrer Erweiterung dienen, die sich z. B. an dem Fließschema in Abbildung 28 orientieren kann.

Tabelle 14: Daten zur Priorisierung mittels des EAWAG-Algorithmus

NAME/ PARAMETER	SULFOLAN 126-33-0	DATENQUELLE	PFOS 1763-23-1	DATENQUELLE
log K _{ow}	NEIN	IGS	NEIN	IGS
log K _{aw}	NEIN		NEIN	
log K _{ow}	-0,24	Danish (Q)SAR	6,28	Danish (Q)SAR
log K _{aw}	NEIN		NEIN	
log K _{ow}	-0,77	EpiSuite	6,28	EpiSuite
log K _{aw}	-3,70		-0,35	
BIOWIN (Linear)	0,69		-1,19	
InputDynamics	Lösungsmittel: Kontinuierlich		Surfactant: kontinuierlich	

Abbildung 28: Schematische Vorgehensweise zur Erweiterung der vorgestellten Priorisierungsalgorithmen (Beispiel); farbig hinterlegte Kästchen stellen Endpunkte der Bewertung dar (grün: kein Risiko zu erwarten, rot: potenzielles Risiko); rote Pfeile: Pfad ohne Daten zu Monitoring und Toxikologie; blaue Pfeile: Pfad mit Daten zu Monitoring und Toxikologie; gestrichelte Pfeile zeigen einen Weg, bei dem zunächst vorhandene Daten recherchiert werden.



9.6. WEITERE VORGEHENSWEISE

Eine abschließende Empfehlung zur Identifizierung (potenziell) prioritärer Stoffe lässt sich auf Basis der von IWW und der Ruhr-Universität Bochum vorgelegten Studie nicht geben. Einerseits war für eine umfassende Sichtung und Bewertung aller potenziell relevanten Informations- und Datenquellen das verfügbare Material bei Weitem zu umfangreich. Andererseits fehlen in vielen (Stoff-)Datenbanken wesentliche Detailinformationen zu den hier erfassten Stoffen (z. B. physiko-chemische Parameter, Toxizitätsdaten, Produktionsmengen etc.), entweder weil die jeweilige Datenbank die betreffenden Parameter grundsätzlich nicht erfasst oder zu einer Vielzahl von Einzelstoffen die entsprechenden Informationen fehlen oder die Informationen vertraulich behandelt werden und der Öffentlichkeit nicht zu-

gänglich gemacht werden. In anderen Datenbanken ist wiederum ein Großteil der für eine weitere Stoffpriorisierung benötigten Informationen enthalten, jedoch nicht in einer Form, die für die Abfrage z. B. ganzer Chemikaliengruppen in Abhängigkeit einzelner oder mehrerer Parameter geeignet wäre. Ansätze für eine weitere Vorgehensweise bei der Priorisierung von Stoffen zeichnen sich wie folgt ab:

- Die Datenbanken IGS/GSBL/GDL/GESTIS/STARS stellen grundsätzlich eine sehr gute Basis für weitere Priorisierungsaktivitäten dar, da sie spezifische Daten zu den in Deutschland verwendeten Chemikalien enthalten. Jedoch lassen sich diese Datenbanken nicht durch Suchfilter zu spezifischen Parametern abfragen. Es ist daher sinnvoll, in einem ersten Schritt eine - DV-technisch wahrscheinlich nicht allzu auf-

wendige - Auswertungsmöglichkeit dieser Datenbanken zu realisieren, mittels derer sich die erfassten Stoffe auch parameterbezogen selektieren und ausgeben lassen. Durch Definition von Schwellenwerten der relevanten Parameter lassen sich dann in einer ersten Sichtung die Stoffe identifizieren, von denen - je nach gewähltem Parameter (z. B. K_{ow} -Wert, Löslichkeit, (öko-)toxikologische Parameter, Dampfdruck) - Gefährdungen für Mensch oder Umwelt ausgehen können.

- Insbesondere zu den unter REACH erfassten Stoffen liefern die ESIS-Datenbanken einen ausgesprochen umfangreichen Datenfundus. Da die über IUCLID 5 nach den REACH-Vorgaben erfassten und an die Europäische Chemikalienagentur ECHA weitergeleiteten Daten eines zu registrierenden Stoffes grundsätzlich in einem DV-verarbeitungsfähigen Format erfasst werden, sollten diese auch in einem entsprechendem Format bei der ECHA verfügbar sein. Hier würde sich die Klärung der Frage anbieten, ob diese Daten (insbesondere auch zu den gemeldeten Produktionsvolumina) auf dem behördlichen Weg verfügbar sind bzw. gemacht werden können.
- Von den bewerteten Priorisierungsalgorithmen scheinen sich zumindest für die Prüfung von Einzelsubstanzen der vereinfachte Ansatz nach EUSES bzw. der EAWAG-Ansatz zu eignen. Die durchgeführten Berechnungen für die Stoffe PFOS und Sulfolan ergaben, dass mit diesen beiden Algorithmen beide Stoffe als umweltgefährdend bewertet werden.
- Der vereinfachte EUSES-Ansatz ist mit lediglich vier benötigten Parametern ($\log K_{ow}$, $\log VP$, biologische Abbaubarkeit, Nutzungsszenario) ein sehr überschaubarer Ansatz, der zudem den Vorteil bietet, die berechneten RCR an unterschiedliche Produktionsvolumina der zu betrachtenden Substanz und/oder andere Umweltkompartimente (durch Zugrundelegung der kompartimentspezifischen PNEC) anzupassen. Wenngleich der EAWAG-Ansatz ursprünglich nur zur Priorisierung von Stoffen in aquatischen Umgebungen entwickelt wurde, sollte er sich durch eine Anpassung der Formel auch auf andere Umweltkompartimente übertragen lassen. Da bei diesem Ansatz das Produktionsvolumen des zu betrachtenden Stoffes zunächst keine Berücksichtigung findet, eignet er sich grundsätzlich zur Bewertung der von einem Stoff ausgehenden Risikopotenziale. Das tatsächliche Gefährdungspotenzial steht aber letztlich in mehr oder weniger enger Korrelation zu den Produktions- bzw. Anwendungsvolumina des jeweiligen Stoffes, die für eine abschließende Bewertung z. B. in Form eines Faktors berücksichtigt werden können/müssen.
- Letztlich gilt aber für beide hier betrachteten Priorisierungsalgorithmen, dass ihre Validität von den Autoren nur für ein begrenztes Stoffspektrum überprüft wurde und im Rahmen der hier vorgelegten Studie lediglich für die Stoffe PFOS und Sulfolan. Bewertungsprozeduren mit einem größeren Stoffspektrum sind daher wünschenswert, insbesondere mit den hier vorgeschlagenen Modifikationen der Algorithmen. Sollten sich diese weiteren Tests als praktikabel erweisen, ist möglicherweise mit vertretbarem Aufwand eine DV-technische Umsetzung zur automatisierten Stoffbewertung realisierbar.
- Neben der Anwendung der hier betrachteten bzw. vorgeschlagenen Bewertungsalgorithmen kommt insbesondere der weiteren Auswertung der vorliegenden bzw. bekannten Stofflisten bzw. der Beobachtung ihrer weiteren Entwicklung eine große Bedeutung zu. Hier sind die Rahmenbedingungen, unter denen diese Listen erstellt worden sind, noch näher zu beleuchten, z. B.
 - zu welchem Zweck wurde die jeweilige Liste erstellt
 - für welchen Bezugsraum
 - ggf. innerhalb welcher juristischen Regulierungsvorgabe
 - für welches Umweltkompartiment
 - mit welchem Aktualitätsstand und Aktualisierungsmodus.
- Eine Auswahl, Zusammenführung und sukzessive Aktualisierung geeigneter Listen sollte den (aktuellen) Kenntnisstand zu tatsächlich oder potenziell als Problemstoffe eingeordnete Substanzen zusammenfassen und kann dann mit den Gegebenheiten des zu betrachtenden Bezugsraumes (z. B. Deutschland, NRW, Flussgebiete etc.) abgeglichen, ggf. weiteren Bewertungsschritten unterzogen werden (um den Eintrag von Substanzen aus vorgeschalteten Kompartimenten nicht zu vernachlässigen).
- Eine besondere Bedeutung kommt insbesondere der Verfolgung der in anderen Arbeitsgruppen/Forschungsprojekten/behördlichen Initiativen praktizierten Aktivitäten zum Thema zu, da hier sowohl mit einer sukzessiven Identifizierung weiterer Risikostoffe als auch einer weiteren Präzisierung von Verfahren zu deren Bewertung zu rechnen ist. Hier ist u. a. insbesondere das Projekt NORMAN zu nennen. Die allgemein über die Homepage dieses Projektes zugänglichen bzw. aus den Aktivitäten des IWW innerhalb von Teilaspekten dieses Projektes verfügbaren Informationen wurden im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen berücksichtigt.

9.7. SCHLIESSUNG VON DATENLÜCKEN

Die Auswertungen haben gezeigt, dass trotz der auf einem ersten Blick sehr umfangreichen Informations- und Datenfülle für eine umfassende, ggf. automatisierte Stoffbewertung eine Reihe von Informationen bzw. Daten fehlt. Die Notwendigkeit zur Schließung von Datenlücken ergibt sich bei der Anwendung von Priorisierungsalgorithmen insbesondere durch fehlende Detailinformationen zu Stoffeigenschaften (z. B. Produktionsvolumen, Nutzungscharakteristika, physiko-chemischen oder ökotoxikologischen Daten etc.). Zur Schließung dieser Datenlücken bietet sich einerseits eine umfassende Auswertung der vielen Datenbanken an (IWW und RUB 2010). Die bisherigen Bewertungen haben aber gezeigt, dass auch die vollständige Sichtung bzw. Auswertung dieser Informationsquellen viele Lücken nicht schließen wird, z. B. weil zu physiko-chemischen und ökotoxikologischen Parametern für einen Stoff oder eine Stoffgruppe keine Untersuchungen durchgeführt wurden oder Angaben zu den Produktionsmengen oder Anwendungscharakteristika eines Stoffes z. B. aus Gründen des Produktschutzes nicht publiziert werden.

Zumindest zur Ableitung physiko-chemischer und ökotoxikologischer Stoffparameter bietet sich daher die Verwendung von entsprechenden DV-Tools an (z. B. QSAR - Quantitative Structure-Activity Relationship). Grundsätzlich werden sie bei der Stoffbewertung zur Abschätzung fehlender Stoffparameter als geeignet betrachtet, ohne jedoch differenzierte Risikobewer-

tungen ersetzen zu können. Insofern sind sie auch lediglich als Hilfsmittel einzuschätzen.

Eine Reihe von DV-Tools kann zur Schließung von Datenlücken hilfreich sein:

- SciFinder Scholar des Chemical Abstract Service (CAS): Dieses Tool ist nicht als Werkzeug zur Berechnung von Stoffparametern einzusetzen, sondern dient innerhalb des umfassenden CAS-Datenbestandes als Recherche-Tool der für eine Stoffpriorisierung relevanten Informationen (<http://www.cas.org/products/scifindr/purchase.html>).
- Zur Modellierung bzw. Abschätzung von physiko-chemischen und ökotoxikologischen Stoffdaten eignet sich insbesondere das DV-Tool EPI Suite, das über eine breite Anwendungsakzeptanz verfügt. Mit dem frei verfügbaren Programm und seinen umfangreichen Subroutinen lässt sich eine Vielzahl von physiko-chemischen und ökotoxikologischen Daten berechnen. Zudem sind für einige Tausend Parameter experimentelle Daten vorhanden, die mit den modellierten Werten verglichen werden können. Einzelne Berechnungsprobeläufe ergaben, dass das Programm gut handhabbar ist und sich seine Bedienbarkeit schnell erschließt.
- Ein sehr umfassendes und ebenfalls frei verfügbares Tool zur Modellierung bzw. Abschätzung von physiko-chemischen und ökotoxikologischen Stoffdaten stellt weiterhin das Programm EUSES dar, das jedoch auf Grund der Vielzahl der benötigten Eingabeparameter nicht weiter geprüft wurde.

10. FRÜHERKENNUNG TRINKWASSERRELEVANTER CHEMIKALIEN AUF DER GRUNDLAGE VON REACH-DATEN

Ein viel versprechender Ansatz zur Früherkennung von potenziell wasserrelevanten Kontaminanten wurde vom Institut für Wasserforschung GmbH, Dortmund, im Auftrag des Umweltbundesamtes untersucht. In dem Untersuchungsvorhaben mit dem Titel „Definition und Bewertung von trinkwasserrelevanten Chemikalien im Rahmen der REACH-Verordnung und Empfehlungen zum Screening nach potenziell kritischen Substanzen“ wurde ein Instrument entwickelt, welches mit Hilfe von Kriterien diejenigen aus der großen Zahl der unter REACH registrierungspflichtigen Stoffe identifiziert, von denen potenziell eine Gefahr für das Trinkwasser ausgeht (Institut für Wasserforschung GmbH 2010). Zusätzlich wurden Stoffe betrachtet, die von der REACH-Verordnung ausgenommen sind, z. B. Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel und Arzneistoffe. In dieser Studie wurden die Untersuchungen auf den Trinkwasserpfad beschränkt.

10.1. VORGEHENSWEISE

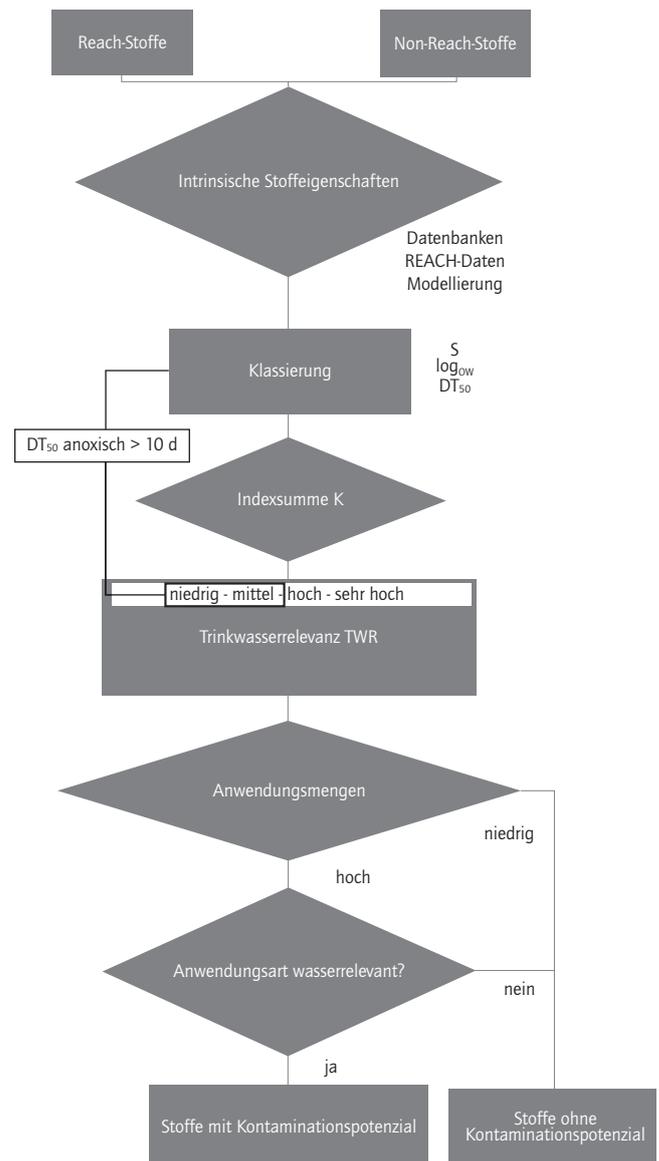
Nach einer detaillierten Recherche zu vorhandenen Priorisierungsmodellen wurde deutlich, dass folgende Kriterien für die Bewertung der Trinkwasserrelevanz von besonderer Bedeutung sind:

- Wasserlöslichkeit S [mg/l]
- Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient $\log K_{OW}$
- Biologische Abbaubarkeit DT_{50} [d]

Während die oben genannten chemisch-physikalischen Stoffkriterien nur einen Hinweis auf potenzielle Kontaminanten geben, so ist das Auftreten eines Stoffes in Gewässern ein Beleg für sein Kontaminationspotenzial. Obwohl aus dem Auftreten in Oberflächen- oder Grundwasser nicht direkt auf eine Beeinträchtigung von Trinkwasser geschlossen werden kann, so wird dieses doch auch bei der Erstellung von Listen für prioritäre Stoffe im Trinkwasser berücksichtigt. Häufig gehen hier sowohl die gemessenen Konzentrationen als auch die Befundhäufigkeit mit ein, wobei diese unterschiedlich miteinander verknüpft sein können.

Die weitere Auswertung im Rahmen des Gutachtens zielte darauf ab, die Bewertungskriterien so miteinander zu verknüpfen, dass sie als eine Art von Werkzeug für eine vorausschauende Einordnung einer möglichen Trinkwasserrelevanz nutzbar werden. Das Vorgehen bei der Bewertung der Trinkwasserrelevanz ist in der Abbildung 29 schematisch dargestellt.

Abbildung 29: Charakterisierung von Stoffen mit Kontaminationspotenzial für das Trinkwasser



Quelle: Institut für Wasserforschung GmbH, 2010.

Die Angaben zur Wasserlöslichkeit S , dem Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{OW} sowie der Abbaubarkeit DT_{50} wurden klassiert mit Indizes I_x bewertet und eine Indexzahlen-Summe K gebildet. Die Indizierung erfolgt in 4 oder 5 Stufen. Als Klassierungsgrenzen werden die in Tabelle 15 angegebenen numerischen Werte für die 3 betrachteten Stoffeigenschaften gewählt. Die maximale Summe K beträgt 13. Es können sowohl numerische (recherchierte und modellierte) als auch qualitative Angaben zu den Stoff-

eigenschaften berücksichtigt werden. Qualitative Angaben werden in entsprechende numerische Werte überführt. Mit diesem Instrument können mehrere Stoffeigenschaften miteinander verknüpft und so eine integrale Maßzahl für eine mögliche Trinkwasserrelevanz geschaffen werden. Die Maßzahlen lassen sich weiter gruppieren. Mit $K = 3$ werden Stoffe belegt, deren Auftreten im Trinkwasser zwar nicht als unmöglich, jedoch als unerwartet angesehen wird (geringe Trinkwasserrelevanz, TWR). In einer Gruppe $K = 4 - 5$ kann eine Trinkwasserrelevanz als gegeben angenommen werden (mittlere TWR). In dieser Gruppe wird für ein bis zwei Kriterien die Schwelle für einen potenziell kontaminierenden Stoff überschritten. Für $K > 6$ kann ein Auftreten im Trinkwasser erwartet werden (hohe oder sehr hohe TWR). Für eine solche Größe von K sind entweder alle Kriterien erfüllt oder ein Kriterium überragt alle weiteren.

Tabelle 15: Indizierung von Stoffeigenschaften in Klassen (n. b. - nicht belegt)

INDEX-ZAHL I_x	1	2	3	4	5
EIGENSCHAFT	KLASSE				
S [mg/L]	$x < 10$	$10 \leq x < 100$	$100 \leq x < 1.000$	$1.000 < x$	n.b.
$\log K_{ow}$	$x > 4$	$4 \geq x > 2$	$2 \geq x > 1$	$1 \geq x > 0$	$0 \geq x$
DT ₅₀ [d]	$x < 10$	$10 < x < 100$	$100 < x < 400$	$400 < x$	n.b.

Trinkwasserrelevanz →

Quelle: Institut für Wasserforschung GmbH, 2010.

In die weitere Bewertung gehen die Anwendung und die eingesetzten Mengen als entscheidende Größen ein. Stoffe mit Einsatzmengen über 1 Mg/a sind auf jeden Fall als relevant anzusehen.

Die bislang betrachteten Stoffeigenschaften stellen einen Basisansatz zur Charakterisierung dar. Weitere Differenzierungen sind durch die Einbeziehungen weiterer Stoffeigenschaften bzw. Milieubedingungen möglich. Hierzu sind zusätzliche Stoffdaten und Informationen erforderlich, die nicht immer vorliegen bzw. nur schwer beschaffbar sind. Eine höhere Trinkwasserrelevanz als die aus den Basisdaten ermittelte, liegt dann vor, wenn es Hinweise drauf gibt, dass der Stoff

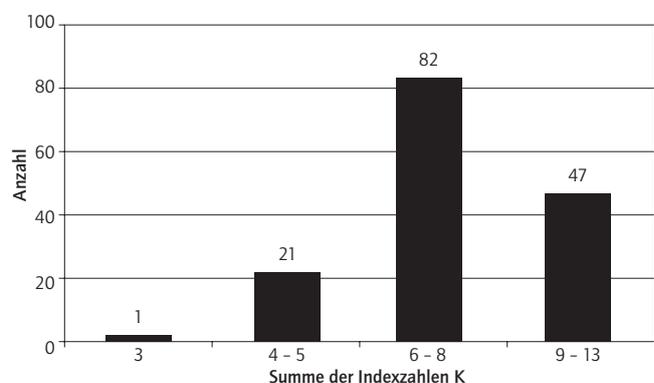
- unter anaeroben Bedingungen schlechter abgebaut wird,
- in Formulierungen oder Handelsprodukten verwendet wird, die zu einer höheren Mobilität und/oder Persistenz führen,
- zu Metaboliten umgesetzt wird, die mobiler und/oder

- persistenter sind,
- ionar auftritt und sich dadurch seine Sorbierbarkeit verschlechtert und
- partikulär transportiert wird.

10.2. ANWENDUNG AUF NACHGEWIESENE SPURENSTOFFE IM TRINKWASSER

Eine Auswertung von Literaturdaten der Jahre 1995 bis 2009 ergab den Nachweis von 151 Stoffen im Trinkwasser, wobei nicht nur die unter REACH registrierten Chemikalien, sondern auch PBSM und Arzneistoffe berücksichtigt wurden. Als wesentliche Stoffgruppen treten Arzneimittel (einschl. deren Metabolite, Antibiotika, Hormone und Röntgenkontrastmittel), Flammschutzmittel, PBSM und deren Metabolite, Lösemittel, Personal Care Products (einschl. Duftstoffe) und Weichmacher auf, deren Anzahl in (Kapitel 6.2) zusammengestellt sind und sich auf 117 Substanzen summiert. Die restlichen 34 Stoffe verteilen sich auf verschiedene Stoffgruppen. Befunde werden auch für Abbauprodukte von Detergentien (Nonylphenole), die Komplexbildner EDTA und DTPA und das Benzinadditiv MTBE genannt. Das Bewertungsschema angewandt auf die 151 bereits im Trinkwasser nachgewiesenen Substanzen ergibt sich Abbildung 30, in der das gruppierte Ergebnis der Klassifizierung gemäß Tabelle 15 dargestellt wird. Die überwiegende Anzahl der Stoffe fällt in den Bereich hoher bis sehr hoher Trinkwasserrelevanz ($n = 129$, ca. 85 % aller betrachteten Stoffe). Lediglich ein Stoff wird mit $K = 3$ bewertet.

Abbildung 30: Anzahl von Stoffen nach gruppierten Indexzahlsummen K



In die Gruppe mittlerer Trinkwasserrelevanz mit den Indexzahlen 4 und 5 fallen 21 Stoffe (Abbildung 30, Tabelle 16). Die 10 mit $K = 4$ belegten Stoffe erfüllen zumindest das Persistenzkriterium mit einer $DT_{50} > 10$ d. Mit $K = 5$ werden 11 Substanzen bewertet, wovon 9 Verbindungen eine Löslichkeit unter 10 mg/L und 4 einen $\log K_{OW}$ über 4 aufweisen. Lediglich eine Verbindung ist schnell abbaubar. Mit mehreren Stoffen sind die Gruppen der Arzneimittel (7 Substanzen: 2 Lipidsenker, das Analgetikum Diclofenac, ein Schmerzmitteltransmutationsprodukt Ibuprofen-methylester, das Antidepressivum Fluoxetin und 2 Hormone) ebenso wie Kosmetika im weitesten Sinne (3 Substanzen: 2 Duftstoffe – AHTN und HHCB, 1 UV-Inhibitor - Octylmethoxyzimtsäure), Weichmacher (2 Substanzen: DBP und DEHP) und Detergentienmetabolite (2 Substanzen: NP, NP2EO) vertreten (Tabelle 16). Sehr hohe Bewertungen werden bei 2 Stoffen mit $K = 12$ und für 12 Substanzen mit $K = 11$ erreicht. Auch hier sind verschiedene Anwendungsgruppen vertreten. Mit mehreren Substanzen treten Arzneimittel (4 Stoffe: 1 Röntgenkontrastmittel, N-(phenylsulfonyl)-sarcosin, Schmerzmitteltransmutationsprodukt AMDOPH), Lösemittel im weitesten Sinn (3 Stoffe, Diglyme, Dioxan und MTBE), Nitrosamine, Komplexbildner und Herbizidmetabolite auf (Tabelle 16).

Tabelle 16: Indizierung von Stoffeigenschaften in Klassen (n. b. – nicht belegt)

INDEXSUMME K =			
4	5	11	12
BHT	AHTN	AMDOPH	Diglyme
DCPA	Anthrachinon	AMPA	Dioxa, 1,4-
Diclofenac	Dibutylphthalat	Dichlorbenzamid, 2,6-	
Estradiol	DEHP	DTPA	
Fenofibrat	Galaxolid	EDTA	
Fluoxetin	Nonylphenol	Iopamidol	
Gemfibrozil	Progesteron	Koffein	
Ibuprofen-methylester	Propylbenzol, iso	MTBE	
NP2EO	Simazin	N-(phenylsulfonyl)-sarcosin	
Octylmethoxyzimtsäure	Trimethylbenzol, 1,3,5-	NDMA	
	TCEP	NPYR	
		Sulfamethoxazol	

Quelle: Institut für Wasserforschung GmbH, 2010.

10.3. ZUSAMMENFASSENDER BEWERTUNG

Als zentrale Eigenschaften für das Umweltverhalten wurden für das vorgestellte Priorisierungsmodell die Mobilität und Persistenz herausgestellt. Diese Eigenschaften lassen sich zahlenmäßig durch verschiedene Parameter charakterisieren. Unter dem Aspekt der Bewertung der Trinkwasserrelevanz wurden hier die Stoffeigenschaften Wasserlöslichkeit und der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient sowie die Halbwertszeit DT_{50} verwendet. Mit diesen Daten wurden verschiedene Klassierungen durchgeführt, die zu einer Eingruppierung der Stoffe in solche mit geringer, mittlerer und hoher bis sehr hoher Trinkwasserrelevanz führten. Eine Einzelbetrachtung der Stoffe, deren Kontaminationspotential nur als gering oder mittel eingestuft wurden, zeigte, dass vor allem die eingesetzte Menge und die Art der Anwendung – umweltoffen oder in geschlossenen Systemen – eine weitere Rolle bei der Stoffbewertung spielen. Das vorgeschlagene Priorisierungsmodell erwies sich grundsätzlich als geeignet für die Abschätzung der Trinkwasserrelevanz von Stoffen, vorausgesetzt, die dafür erforderlichen Daten sind vorhanden. Dies ist für die unter REACH registrierten Stoffe in der Regel der Fall, wenn eine Expositionsanalyse vorliegt bzw. bei einer hinreichend großen Verbrauchsmenge entsprechende Stoffmerkmale erhoben werden, so dass es für diese Substanzen Erfolg versprechend eingesetzt werden kann. Auch für andere Anwendungsgruppen, wie PDSM und Arzneimittel, bestehen Möglichkeiten entsprechende Stoffkenndaten und Anwendungsmenge zu recherchieren.

11. LITERATUR

- Alexy, R., Kümmerer, K. (2005):** Stoffgemische in der Umwelt: Synergistische Wirkung des Zytostatikums 5-Fluoruracil mit β -Lactam Antibiotika. In: Jahrestagung der wasserchemischen Gesellschaft in der Gemeinschaft deutscher Chemiker. Bad Mergentheim 02.-04. Mai 2005. Tagungsband, Bad Mergentheim, 234-237
- Bastian, B., Heberer, K., Knepper, Th. P. (1995):** Untersuchungen zur Wasserwerks- und Trinkwassergängigkeit von aromatischen Sulfonsäuren. *Vom Wasser*, 84: 369-378.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006):** Öffentliche Wasserversorgung in Bayern: Erhebung von Trinkwasserbelastungen durch chemische Stoffe zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung (PSM) zum Stand 1.10.2005 (PSM-Bericht 2005). München
- Bester, K., McArdeil, C. S., Wahlberg, C., Bucheli, T. D. (2009):** Quantitative mass flows of selected xenobiotics in urban waters and waste water treatment plants. In: Kassinos, D., Bester, K. & Kümmerer, K. (eds.): *Xenobiotics in the urban water cycle*. New York, 3-26.
- BLAC (2003):** Arzneimittel in der Umwelt - Auswertung der Untersuchungsergebnisse. In: Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC) (Hrsg.), Hamburg, 1-173
- BMBF (2005):** Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil I: Trinkwasser, Uferfiltration. Projektverbund unter Förderung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Schlussbericht Teilprojekt B6, 30.06.2005.
- Brauch, H.-J., Fleig, M., Sacher, F., Kühn, W., Lindner, K. (2000):** Der Rhein im Jahr 2000.- 57. ARW-Jahresbericht 2000.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J. M., Llopart, M., Garcia-Jares, C., Rodriguez, I., Gómez, M., Ternes, T. A. (2004):** Behaviour of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*, 38: 2918-2926
- Christensen, F. M. (1998):** Pharmaceuticals in the environment - A human risk? *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 28: 212-221
- Cleuvers, M. (2002):** Aquatische Ökotoxikologie ausgewählter Arzneimittel. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.*, 14 (2): 85-89
- Doll, T. E. (2004):** Photochemischer und photokatalytischer Abbau von Carbamazepin, Clofibrinsäure, Iomeprol und Iopromid. In: Schriftenreihe des Lehrstuhls für Wasserchemie und der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), F. H. Frimmel (Hrsg.), Band 42, Karlsruhe
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2008):** Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf - Arzneistoffe. Veröffentlichung der DWA-Koordinierungsgruppe „Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf“, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 55 (9): 954-958.
- EMA (2005):** Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. European Agency for the Evaluation of Medicinal products. Bericht Nr. CHMP/SWP/4447/00-draft. London, Großbritannien
- EMA (2006):** Guideline on the Environmental Risk Assessment of Medicinal Products for Human Use. European Medicines Agency (EMA).
- European Commission (2003):** Technical Guidance Document on Risk Assessment - Part I and Part II; <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/tgd/> (März 2011)
- European Commission (2004):** European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0). Prepared for the European Chemicals Bureau by the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands (RIVM Report no. 601900005). Available via the European Chemicals Bureau, <http://ecb.jrc.it>; <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601900005.pdf> (März 2011)
- Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Ries, T., Hannich, C. B., Peulen, C. (2004):** Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen - Teil 1. Bericht zum Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.

- Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Ries, T., Hannich, C. B., Peulen, C., Kuhn-Joeressen, S., von Sonntag, C. (2006a):** Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen – Teil 2. Bericht zum Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.
- Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Hannich, C. B., von Sonntag, C., Golloch, A., Sein, M.M. (2006b):** Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen – Teil 2b und 3. Bericht zum Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.
- Friedrich, H., Ries, T., Hannich, C. B. (2005):** Kommunale Kläranlagen als Eintragungspfad für organische Spurenschadstoffe in die aquatische Umwelt. KA - Abwasser Abfall, 52 (3): 279-293
- Götz, C.W., Stamm, C., Fenner, K., Singer, H., Schärer, M., Hollender, J. (2009):** Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: exposure categorization and application to the Swiss situation. Environmental Science and Pollution Research, 17(2): 341-354
- Grommelt, H.-J., Schönauer, S. (2001):** Hormonaktive Substanzen im Wasser – Gefahr für Gewässer und Mensch. In: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (Hrsg.).
- Hanisch, B., Abbas, B., Kratz, W. (2002a):** Gefährdungspotential für die aquatische Lebensgemeinschaft - Ein Bewertungsansatz. In: Kolloquium der Abteilung Wasser und Boden: "Arzneimittel in der aquatischen Umwelt", 06. November 2002 in Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 1-13
- Hanisch, B., Abbas, B., Kratz, W. (2002b):** Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen. Studien und Tagungsberichte. Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), Band 39, Frankfurt (Oder)
- Hansen, P. D., Dizer, H., Hock, B., McMaster, M., Blaise, C. (1998):** Vitellogenin - a biomarker for endocrine disruptors. Trends in Analytical Chemistry, 17 (7): 448-451
- Hem, L. J., Hartnik, T., Roseth, R., Breedveld, G. D. (2003):** Photochemical degradation of benzotriazole.- Journal of environmental Science and Health Part A, 38: 471-481
- Hoenicke, R., Oros, D.R., Oram, J.L., Taberski, K.M. (2007):** Adapting an ambient monitoring program to the challenge of managing emerging pollutants in the San Francisco Estuary. Environmental Research, 105: 132-144
- Huschek, G., Krengel, D. (2003):** Mengenermittlung und Systematisierung von Arzneimittelwirkstoffen im Rahmen der Umweltprüfung von Human- und Tierarzneimitteln gemäß § 28 AMG. In: Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Forschungsbericht 200 67 401, Umweltbundesamt (Hrsg.)
- IAWD, RIWA-Maas, IAWR (2008):** Donau-, Maas- und Rhein-MEMORANDUM 2008, http://www.iawr.org/docs/publikation_sonstige/memo2008.pdf (März 2011)
- IMS Health AG (2002):** Chemical Country Profile Germany 2000-2001.
- Institut für Wasserforschung GmbH (2010):** Definition und Bewertung von trinkwasserrelevanten Chemikalien im Rahmen der REACH-Verordnung und Empfehlungen zum Screening nach potentiell kritischen Substanzen. Sachverständigenutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes
- ISA Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (2009):** Machbarkeitsstudie zur Elimination von Komplexbildnern aus dem Abwasser der StoraEnso, Werk Hagen (11/2008 bis 02/2009).
- Ivashechkin, P. (2005):** Literaturoberprüfung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern. In: Bericht zum Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Az IV 042 059, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (Hrsg.), Aachen
- IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser (2007):** Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; Az. 11-1781 MZ 13/05, Auftragsnummer 50883

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser (2010): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Entwurf eines Gutachtens zum FKZ 360 14 013 im Auftrag des Umweltbundesamtes.

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser & ISA Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen; http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/abschlussbericht_ruhr.pdf

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser (2008): Studie zu den Grenzen und Einsatzmöglichkeiten von konventionellen Aufbereitungsverfahren sowie Membranverfahren zur Elimination von Xenobiotika aus dem Wasser unter Berücksichtigung der gesetzlichen Rahmenbedingungen. Unveröffentlichte Studie im Auftrag der RWE Aqua GmbH, 334 S.

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser und RUB (2010): Möglichkeiten zur systematischen Auswertung von Stoffinformationen zwecks Früherkennung potenzieller Umweltschadstoffe. Abschlussbericht des IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH und der Ruhr-Universität Bochum, Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin, im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW.

Joss, A., Keller, E., Alder, A. C., Göbel, A., McArdell, C. S., Terne T. A., Siegrist H. (2005): Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research*, 39: 3139-3152

Kalsch, W. (1999): Biodegradation of the iodinated X-ray contrast media diatrizoate and iopromide. *The Science of the Total Environment*, 225: 143-153

Knepper, Th. P., Sacher, F., Lange, F.Th., Brauch, H.-J., Karrenbrock, F., Roerden, O., Lindner, K. (1999): Detection of polar organic substances relevant for drinking water. *Waste Management*, 19(2): 77-99

Kümmerer, K., Alexy, R., Hüttig, J., Schöll, A. (2004): Standardized tests fail to assess the effects of antibiotics on environmental bacteria. *Water Research*, 28: 2111-2116

Kümmerer, K., Alexy, R., Schöll, A. (2003): Eintrag von Antibiotika in die aquatische Umwelt: Prüfung der biologischen Abbaubarkeit ausgewählter Antibiotika, ihr Vorkommen im Abwasser und ihr möglicher Einfluss auf die Reinigungsleistung kommunaler Kläranlagen. Identifizierung von Risikofeldern. UBA-FB 000738, 1-477; Freiburg.

Lange, F.Th., Redin, C., Brauch, H.-J., Eberle, S.H. (1998): Auftreten aromatischer Sulfonate in Industrieabwasser, Flußwasser, Uferfiltrat und in der Trinkwasseraufbereitung. *Vom Wasser*, 90: 121-134

Lange, F.Th., Wenz, M., Brauch, H.-J. (1995): The behaviour of aromatic sulfonates in drinking water production from river Rhine water and bank filtrate. *Analytical Methods and Instrumentation 2*, Nr. 5: 277-284

LANUV NRW Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. LANUV-Fachbericht 2. Recklinghausen

Mehlhorn, H., Schaaf, O., Jekel, M. (2009): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf. *gwf Wasser Abwasser*, 04: 256-257

Merkel, W., Panglisch, S. (2008): Beratung zu verfahrenstechnischen Maßnahmen zur Elimination von 2,4,8,10-Tetraoxaspiro[5.5]-undecan aus Abwässern der Fa. Perstorp (Arnsberg) -Stufe 1. Gutachten im Auftrag Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Metzger, J. W. (2005): Organische Spurenstoffe in der Umwelt - Vorkommen, Vermeidung und Eliminierungsstrategien. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Band 182, Stuttgart

Muir, D.C.G., Howard, P.H. (2006): Are there other persistent organic pollutants? A challenge for environmental chemists. *Environmental Science and Technology*, 40: 7157-7166

MUNLV NRW (2009b): Programm „Reine Ruhr“ – Strategiepapier: Umgang mit bislang nicht bzw. teilbewertbaren chemischen Stoffen im Gewässer, Roh- und Trinkwasser; Düsseldorf, Dezember 2009.

MUNLV NRW Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2009a): Erster Zwischenbericht des Programms „Reine Ruhr“ – Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität; Düsseldorf, April 2009.

MUNLV NRW Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2010): Ertüchtigung von Wasseraufbereitungsanlagen, hier: Programm Reine Ruhr. Schreiben des MUNLV NRW an die Bezirksregierungen Arnsberg und Düsseldorf von April 2010.

Nisipeanu, P., Bishop, M. (2008): Machbarkeitsstudie PFT-Elimination in chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlagen aufgezeigt an Abwässern aus der Chromsäurebehandlung. Abschlussbericht an das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Ruhrverband Essen.

Odenkirchen, G. (2009): Programm „Reine Ruhr“ – Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität. Vortrag auf dem EG-WRRL-Symposium am 03./04.02.2009 in Oberhausen: Pläne zu Gewässerschutz und -entwicklung in Europa und Nordrhein-Westfalen.

Ort, C., Schaffner, W. Gujer, W., Giger, W. (2005): Modeling stochastic load variations in sewer systems. *Water Science & Technology*, 52: 113-122.

OSPAR Commission (2000): Briefing document on the work of DYNAMEC and the DYNAMEC mechanism for the selection and prioritisation of hazardous substances (siehe auch: <http://www.ospar.org/>).

Pelaez, M., Antoniou, M. G., He, X., Dionysiou, D. D., de la Cruz, A. A., Tsimeli, K., Triantis, T., Hiskia, A., Kaloudis, T., Williams, C., Aubel, M., Chapman, A., Foss, A., Khan, U., O'Shea, K. E., Westrick, J. (2009): Sources and Occurrence of Cyanotoxins Worldwide. Kassinos, D., Bester, K., Kümmerer, K. (eds): *Xenobiotics in the urban water cycle*. New York, 3-26.

Pinnekamp, J., Ivashechkin, P. (2005): Literaturoberprüfung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern. Bericht zum Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.

Reemtsma, Th. (1996): Methods of analysis of polar aromatic sulfonates from aquatic environments. *J. Chromatogr. A*, 733: 473-489

Richardson, S. D. (2007): *Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues*. *Anal. Chem.*, 79: 4295-4324

Robakowski, H. (2000): Arzneimittelrückstände und endokrin wirkende Stoffe in der aquatischen Umwelt. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Band 8, Karlsruhe

Rönnfahrt, I., Koschorreck, J., Kolossa-Gehring, I. (2002): - Arzneimittel in der Umwelt - Teil 2: Rechtliche Aspekte und Bewertungskonzepte. In: *Mitteilungsblatt der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie*, Band 8

Scharf, S., Gans, O., Sattelberger, R. (2002): Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen. Umweltbundesamt (Hrsg.), Wien, Berichte BE-201, 1-35

Schmidt, C. K. (2006): Natürliche Barrieren und Effektivität der Ufer- und Langsandsandfiltration zur Entfernung organischer Spurenstoffe. In: *Organische Spurenstoffe in der Wasserversorgung*. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, Bd. 30.

Schrenk-Bergt, C., Steinberg, C. (1998): Endokrine Substanzen in der aquatischen Umwelt. In: Steinberg C., Bernhardt, H., Klappner, H. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie, Teil Aquatische Ökotoxikologie*. Landsberg.

Schullerer, S., Brauch, H.-J., Fleig, M., Hambsch, B., Kühn, W. (1999): Der Rhein im Jahr 1998. Jahresbericht 1998 der Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke e.V., 55: 9-52

SRU Sachverständigenrat für Umweltfragen (2004): Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Bundesdrucksache 15/3600, 669 S., Mai 2004

Stamm, C., Alder, A., Fenner, K., Hollender, J., Krauss, M., McArdell, A., Ort, C., Schneider, M. K. (2008): Spatial and temporal patterns of pharmaceuticals in the aquatic environment: a review. *Geography Compass*, 2/3, 920-955

Steger-Hartmann, T., Länge, R., Schweinfurth, H. (1998): Umweltverhalten und ökotoxikologische Bewertung von iodhaltigen Röntgenkontrastmitteln. *Vom Wasser*, 91: 185-194

Steger-Hartmann, T., Länge, R., Schweinfurth, H. (1999): Environmental risk assessment for the widely used ionated x-ray contrast agent iopromide (ultravist). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 42: 274

Steger-Hartmann, T., Länge, R., Schweinfurth, H., Tschampel, M., Rehmann, I. (2002): Investigations into the environmental fate and effects of iopromide (ultravist), a widely used iodinated X-ray contrast medium. *Water Research*, 36: 266-274

Stoob, K., Singer, H. P., Mueller, S. R., Schwarzenbach, R. P., Stamm, C. H. (2007): Dissipation and transport of veterinary sulfonamide antibiotics after manure application to grassland in a small catchment. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 7349-7355

Stuer-Lauridsen, F., Birkved, M., Hansen, L. P., Holten Lützhöft, H.-C., Halling-Sørensen, B. (2000): Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use. *Chemosphere*, 40: 783-793

Stumpf, M., Ternes, T. A., Haberer, K., Baumann, W. (1996): Nachweis von natürlichen und synthetischen Östrogenen in Kläranlagen und Fließgewässern. *Vom Wasser*, 87: 251-261

Ternes, T. A. (1998): Occurrence of drugs in german sewage treatment plants and rivers. *Water Research*, 32 (11): 3245-3260

Ternes, T. A., Janex-Habibi, M.-L., Knacker, T., Kreuzinger, N., Siegrist, H. (2004): Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. In: POSEIDON: Detailed Report related to the overall project duration: 01.01.2001 – 30.06.2004; EVK-CT-2000-00047

Ternes, T. A., Römbke, J. (2005): Behaviour of selected human and veterinary pharmaceuticals in aquatic compartments and soil. In: Umweltbundesamt (Hrsg), Berlin.

Umweltbundesamt (2003): Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 3, 46: 249-251; DOI 10.1007/s00103-002-0576-7

Umweltbundesamt (2007): Aktuelle gesundheitliche und gewässerhygienische Bewertung perfluorierter Verbindungen (PFC). Stellungnahme der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit vom 07.08.07. <http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/trinkwasserkommission/fazit-hbm-studie-pft.pdf> (März 2011)

Umweltbundesamt (2008): Öffentliche Trinkwasserversorgung – Bewertung organischer Mikroverunreinigungen. Schreiben des Umweltbundesamtes an das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW vom 14.03.2008

Verdonck, F. A. M., Boeije, G., Vandenberghe, V., Comber, M., De Wolf, W., Feijtel, T., Holt, M., Koch, V., Lecloux, A., Siebel-Sauer, A., Vanrolleghem, P. A. (2005): A rule-based screening environmental risk assessment tool derived from EUSES. *Chemosphere*, 58: 1169-1176

von Gunten, U. (2005): Verminderung der Konzentration von Spurenstoffen. *gwa*, 1: 53-59

von Gunten, U. (2007): The basics of oxidants in water treatment. Part B: Ozone reactions. *Water Sci. Technol.*, 55 (12): 25-29

Watson, S. B., Ridal, J., Boyer, G. L. (2008): Taste and odour and cyanobacteria toxins: impairment, prediction, and management in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 1179-1796

Weiss, S., Jakobs, J., Reemtsma, T. (2006): Discharge of three benzotriazole corrosion inhibitors with municipal waste water and improvements by membrane bioreactor treatment and ozonation. *Environ. Sci. Technol.*, 40: 7193-7199

Weissbrodt, D., Kovalova, L., Ort, C., Pazhepurackel, V., Moser, R., Hollender, J., Siegrist, H., Mc Ardell, C. S. (2009): Mass Flows of X-ray Contrast Media and Cytostatics in Hospital Wastewater. *Environ. Sci. Technol.*, 43: 4810-4817

Welker, A. (2006): Emissionen von gefährlichen Stoffen aus den Abwasserentsorgungssystemen vor dem Hintergrund der EG-WRRL. Bericht zum Vorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.

WHO (2006): Guidelines for Drinking-water Quality. WHO, Geneva, 2006

WHO (2008): Guidelines for Drinking-water Quality; Third Edition Incorporating the first and the second addenda; Volume 1, Recommendations; Geneva, 2008

WHO (2009): Guidelines for Drinking Water Quality; Policies and Procedures used in updating the WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Geneva, 2009

Widmann, R., Bester, K., Denecke, M. (2004): Abschätzungen der Frachtbeiträge von gefährlichen Stoffen im Trübwasser (Teilströmen) kommunaler Kläranlagen. In: Siedlungswasserwirtschaft Abfallwirtschaft, Universität Duisburg-Essen (Hrsg.), Essen, 1-26

Zühlke, S., Spittler, M., Bester, K. (2004): Einträge und Quellen von phosphororganischen Flammschutzmitteln in Oberflächen- und Abwässern. Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (IV - 9 - 042 52612345).

MATERIALIEN DER PROJEKTGRUPPE „GEORESSOURCE WASSER – HERAUSFORDERUNG GLOBALER WANDEL“

Udo Wiesmann: *Historische Impressionen bei einer Spreefahrt durch Berlin*, acatech Materialien Nr. 2, München 2011.

Insa Theesfeld, Christian Schleyer: *Institutional Requirements for Integrated Water Resource Management in Germany*, acatech Materialien Nr. 3, München 2011.

Helmar Schubert: *Die Konzepte des Virtuellen Wassers und des Wasser-Fußabdrucks*, acatech Materialien Nr. 4, München 2011.

Hagen Koch, Uwe Grünwald: *Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel in Deutschland*, acatech Materialien Nr. 5, München 2011.

Steffen Krauss, Christian Griebler: *Pathogenic Microorganisms and Viruses in Groundwater*, acatech Materialien Nr. 6, München 2011.

Wolfgang Wagner, Michael Vetter, Annett Bartsch: *Novel Microwave- and Lidar Remote Sensing Techniques for Monitoring of In-Land Water Resources*, acatech Materialien Nr. 7, München 2011.

Bernd Hansjürgens: *Bewertung von Wasser in Landschaften – Konzepte, Ansätze und Empfehlungen*, acatech Materialien Nr. 8, München 2011.

Irene Slavik, Wolfgang Uhl: *Konzepte und Technologien für eine nutzungsangepasste Bereitstellung von Wasser*, acatech Materialien Nr. 9, München 2011.

Thomas Knacker, Anja Coors: *Ökotoxikologische Bewertung von anthropogenen Stoffen*, acatech Materialien Nr. 10, München 2011.

Thomas Maurer, Enno Nilson, Peter Krahe: *Entwicklung von Szenarien möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf Abfluss- und Wasserhaushaltskenngrößen in Deutschland*, acatech Materialien Nr. 11, München 2011.

Axel Bergmann: *Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf*, acatech Materialien Nr. 12, München 2011.

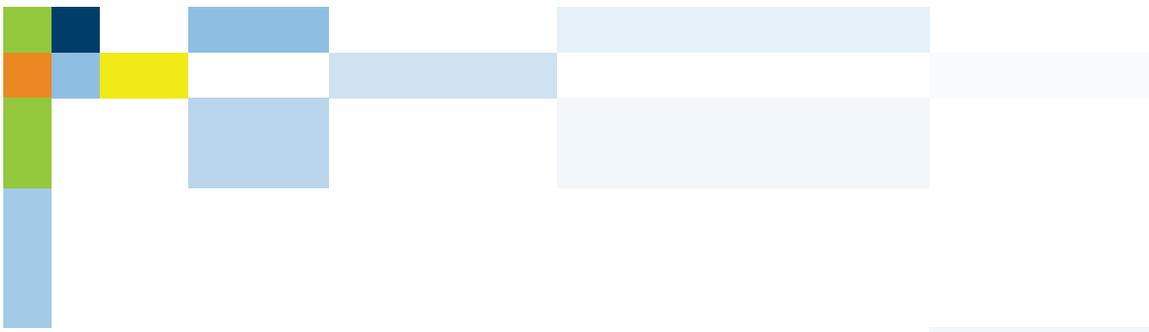
Der aktuelle Stand der acatech Materialien zum Projekt „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel“ sowie einzelne Texte sind unter anderem im Internet unter <http://www.acatech.de/de/projekte/laufende-projekte/georessource-wasser.html> einsehbar. An gleicher Stelle sind auch Hinweise auf weitere Publikationen und auf Veranstaltungen im Rahmen des Projektes zu finden.

> acatech – DEUTSCHE AKADEMIE DER TECHNIKWISSENSCHAFTEN

acatech vertritt die Interessen der deutschen Technikwissenschaften im In- und Ausland in selbstbestimmter, unabhängiger und gemeinwohlorientierter Weise. Als Arbeitsakademie berät acatech Politik und Gesellschaft in technikwissenschaftlichen und technologiepolitischen Zukunftsfragen. Darüber hinaus hat es sich acatech zum Ziel gesetzt, den Wissenstransfer zwischen Wissenschaft und Wirtschaft zu erleichtern und den technikwissenschaftlichen Nachwuchs zu fördern. Zu den Mitgliedern der Akademie zählen herausragende Wissenschaftler aus Hochschulen, Forschungseinrichtungen und Unternehmen. acatech finanziert sich durch eine institutionelle Förderung von Bund und Ländern sowie durch Spenden und projektbezogene Drittmittel. Um die Akzeptanz des technischen Fortschritts in Deutschland zu fördern und das Potenzial zukunftsweisender Technologien für Wirtschaft und Gesellschaft deutlich zu machen, veranstaltet acatech Symposien, Foren, Podiumsdiskussionen und Workshops. Mit Studien, Empfehlungen und Stellungnahmen wendet sich acatech an die Öffentlichkeit. acatech besteht aus drei Organen: Die Mitglieder der Akademie sind in der Mitgliederversammlung organisiert; ein Senat mit namhaften Persönlichkeiten aus Industrie, Wissenschaft und Politik berät acatech in Fragen der strategischen Ausrichtung und sorgt für den Austausch mit der Wirtschaft und anderen Wissenschaftsorganisationen in Deutschland; das Präsidium, das von den Akademiemitgliedern und vom Senat bestimmt wird, lenkt die Arbeit. Die Geschäftsstelle von acatech befindet sich in München; zudem ist acatech mit einem Hauptstadtbüro in Berlin vertreten. Weitere Informationen unter www.acatech.de

> DIE REIHE „acatech MATERIALIEN“

In der Reihe „acatech MATERIALIEN“ erscheinen Diskussionspapiere, Vorträge und Vorstudien, die im Rahmen der Entwicklung oder Durchführung von Projekten der Akademie entstanden sind. Die Bände dieser Reihe liegen in der inhaltlichen Verantwortung der jeweiligen Herausgeber und Autoren.



Ziel des acatech Projektes „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel“ ist es, innovative Beiträge für die nachhaltige Bewirtschaftung von Wasserressourcen unter den Bedingungen des Globalen Wandels zu erarbeiten und den Wissenstransfer zwischen Wissenschaft, Wirtschaft und Gesellschaft zu unterstützen. Der räumliche Fokus des Projektes liegt einerseits auf sensiblen Regionen in Deutschland, das heißt Gebieten, in denen Probleme im Wassersektor bestehen oder absehbar sind und andererseits wird die globale Verflechtung Deutschlands betrachtet. Zentrales Ergebnis des Projektes sind an verschiedene Zielgruppen – Wissenschaft, Wissenschaftspolitik, Wirtschaft, Politik und allgemeine Öffentlichkeit – gerichtete Empfehlungen.

