

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Neue Herausforderungen  
an die Wassergütewirtschaft**

**Band 212 - Wien 2009**

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Band 212**

## **Neue Herausforderungen an die Wassergütemwirtschaft**

ÖWAV - Seminar - Wien 2009

TU Wien

18.-19. März 2009

Herausgeber

O.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c. Helmut Kroiss

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement

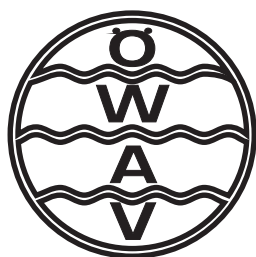
und Abfallwirtschaft

## Veranstalter



Institut für Wassergüte,  
Ressourcenmanagement  
und Abfallwirtschaft  
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226  
1040 Wien



Österreichischer  
Wasser- und  
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5  
1010 Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien  
Tel: + 43 1 58801 - 22611  
Fax: + 43 1 58801 - 22699  
Mail: [iwag@iwag.tuwien.ac.at](mailto:iwag@iwag.tuwien.ac.at)

Alle Rechte vorbehalten.

Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,  
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2009

Druck: Riegelnik  
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349  
ISBN 978-3-85234-104-0

## **Neue Herausforderungen an die Wassergütewirtschaft**

Nach den hervorragenden Verbesserung der Gewässergüte in den vergangenen etwa 40 Jahren durch mechanisch biologische Kläranlagen und Maßnahmen zur Vermeidung vieler Stoffströme an der Quelle hat sich in der Politik und Wirtschaft der Eindruck breit gemacht, Gewässerschutz sei eine Routineangelegenheit, die keine weitere intensive Befassung mit dem Thema in Forschung, Entwicklung oder Förderung mehr bedarf. Tatsächlich hat die Güte des Wassers in fast allen Gewässern Österreichs dank großer Anstrengungen in den letzten Jahrzehnten erheblich zugenommen. Wo liegen also neue Herausforderungen, für die Lösungen gefunden werden müssen.

Die Beschreibung der Belastung des Abwassers und der Gewässer ist geprägt durch chemische Summenparameter wie BSB und CSB, sowie Einzelstoffparameter für Stickstoff- und Phosphorverbindungen, weil damit die großen relevanten Stoffströme quantitativ erfasst werden. Die Nährstoffe spielen trotz ihrer weitgehenden Entfernung aus dem Abwasser immer noch eine wichtige Rolle beim Gewässerschutz. Ihre Herkunft und die mögliche Lenkung der Stoffströme und damit ihrer Wirkung in den Gewässern sind schon sehr gut erforscht.

Ganz neue Herausforderungen an die Wassergütewirtschaft sind in den Industriestaaten vor allem dort entstanden, wo das Verdünnungsverhältnis für das Abwasser in jenen Fließgewässern gering ist, aus denen Trinkwasser entweder direkt oder aus ihren Grundwasserbegleitströmen gewonnen wird, oder wo gereinigtes Abwasser direkt wiederverwendet wird. Treibende Kraft hinter den Herausforderungen ist die zunehmende Erforschung des Zusammenhanges zwischen anthropogenen Stoffströmen, Abwasserreinigung, diffuser Belastung aus dem Oberflächenabfluss und der Trinkwasseraufbereitung. Die sogenannten Mikroschadstoffe im Abwasser stammen u. A. aus Medikamenten, Kosmetika und Haushaltschemikalien, gelangen aber auch über den Oberflächenabfluss bei Regen von Straßen, Dächern, aus der Landwirtschaft und der Luft in die Gewäs-



ser. Auch der Schutz der Bevölkerung vor pathogenen Keimen im Trinkwasser ist im Umbruch, der von neuen Erkenntnissen im Bereich der Hygiene ausgelöst wurde. Daraus können Risiken für Mensch und Umwelt und neue Aufgaben für die Wassergütewirtschaft abgeleitet werden.

Der Stand des Wissens und der Erfahrung ist in Hinblick auf die angeführten Herausforderungen in den letzten Jahren stark gestiegen. Der auch mit Beiträgen von internationalen Fachleuten ausgestattete Seminarband soll der Verbreitung dieses Wissens dienen und wendet sich zwar primär an die einschlägige Fachwelt in Forschung, Betrieben und Verwaltung, aber auch an Politik, Medien, Wirtschaft, und interessierte Bürger.

Wien, im März 2009-03-04

Helmut Kroiss

## Inhaltsverzeichnis

Helmut Kroiss Gewässerschutz 2050 – Visionen und Ziele	1 - 22
Thomas Jakl, Eva-Maria Reiss Neue chemiepolitische Zugänge zur Wasseraufbereitung	23 - 50
Harro Bode, Thomas Grünebaum, Ralf Klopp, Norbert Jardin Spurenstoffe – Eintragspfade, Bewertung und Maßnahmen aus Sicht des Ruhrverbandes als Betreiber	51 - 74
Sigrid Scharf, Stefan Weiß und Oliver Gans Trends in der chemischen Wasseranalytik; Substanzen und Nachweisgrenzen	75 -96
Britta Grillitsch Anthropogene chemische Substanzen in Gewässern: Wirktests oder chemische Einzelanalytik	97 - 112
Martin Exner, Thomas Kistemann, Harald Färber Bonn Neue Perspektiven zur Risikoregulierung für Trinkwasser	113 - 138
Manfred Clara, Georg Windhofer Prioritäre Stoffe und Spurenschadstoffe auf Kläranlagen in Österreich	139 - 170
Regina Sommer, Alexander Kirschner, Thomas Haider, Andreas Farnleitner Hygienisch-mikrobiologische Bewertung von Oberflächen- gewässern, Kläranlagenabläufen und Desinfektion	171 – 184
Matthias Zessner, Oliver Gabriel, Martin Wimmer Überlegungen zur quantitativen Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Emissionen und Immissionsanforderungen	185 - 206

Eckhard Worch Adsorptionsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung	207 - 230
Markus Werderitsch, Norbert Kreuzinger Oxidationsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung	231 - 238
Franz-Bernd Frechen, Wernfried Schier Membranfiltration in der Abwasserreinigung	239 - 264
Heidemarie Schaar, Norbert Kreuzinger Oxidationsverfahren in der Abwasserreinigung	265 - 290

# Gewässerschutz 2050 ?

## Visionen und Ziele

Helmut Kroiss

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft,  
Technische Universität Wien

**Abstract:** Aus der Geschichte der großen Kulturen kann man zum Thema Gewässerschutz den Schluss ziehen; dass Wohlstand und Gesundheit immer ganz eng mit einer geordneten Wassermengen- und Wassergütewirtschaft verknüpft sind und aus der jüngsten Geschichte, dass aus Erkenntnis gespeiste neue Zielvorstellungen im Verhältnis Mensch-Umwelt mindestens 3 bis 4 Jahrzehnte brauchen, bis man den Zielen nahe gekommen ist. Ob neue Zielvorstellungen und Visionen die Menschen zu Änderungen ihres Denkens und Handelns bringen oder nicht, hängt an vielen lokalen, regionalen, globalen und historischen Bedingungen und kann daher auch aus grundsätzlichen Überlegungen nicht prognostiziert werden.

Aus der Analyse der gegenwärtigen Situation und unter Berücksichtigung grundlegender wissenschaftlicher Erkenntnisse werden beispielhaft 2 Szenarien für die Entwicklungen bis zum Jahr 2050 skizziert um daraus Ziele und Visionen abzuleiten: ein „evolutionäres“ und ein „revolutionäres“.

Für die Wassergütewirtschaft werden daraus einige Schlussfolgerungen für Österreich und die internationale Entwicklung gezogen. Die fast gesicherte Zunahme der Weltbevölkerung bis 2050 auf ca. 9 Mrd. Menschen wird weltweit die Anforderungen an die Wasser- und Landwirtschaft sowie den Schutz der Gesundheit und von Naturräumen stark erhöhen. Auch ohne Klimawandel wird die zunehmende gegenseitige Abhängigkeit aller dieser Bereiche ebenfalls zunehmen. Als die wichtigste Voraussetzung für eine evolutionäre Entwicklung ohne Katastrophen wird eine globale Verbesserung von Bildung und Ausbildung aller Menschen vermutet, weil nur so der laufende Zuwachs an Wissen und Erfahrung weltweit verstanden und genutzt werden kann. Er ist auch die wesentliche Voraussetzung für die nationale und internationale Verständigung zwischen den Fachdisziplinen, ohne die die komplexen Probleme des Gewässerschutzes nicht sachgerecht gelöst werden können.

**Key Words:** Wassergütewirtschaft, Szenarien, Anpassungsbedarf

# 1 Einleitung

Kein seriöser Wissenschaftler kann den Anspruch erheben, die Entwicklung der menschlichen Gesellschaft und ihrer Bedürfnisse für die nächsten 40 Jahre voraussagen zu können. Wenn das Thema „Visionen und Ziele für 2050“ überhaupt ernsthaft diskutiert wird, dann erscheint es wichtig, folgende Punkte in den Vordergrund zu stellen:

- Welche wissenschaftlich begründeten Zusammenhänge sind für die Wasserwirtschaft wichtig und sind nicht abhängig von der historischen Entwicklung
- Welche Arten von unvorhersehbaren Entwicklungen können aus der Vergangenheit abgeleitet werden
- Was kann an der Wassergütwirtschaft relativ rasch ( $\ll 20$  Jahre) verändert werden, was nur langsam ( $\geq 20$  Jahre)
- Welche Herausforderungen an die Wassergütwirtschaft sind derzeit absehbar.

Es ist dann zwar erlaubt, sich Szenarien für die zukünftige Entwicklung zu überlegen, aber nur um einen Eindruck über die Bandbreite der möglichen unterschiedlichen Entwicklungen zu bekommen. Dabei müssen die folgenden Überlegungen immer mitgedacht werden.

Entscheidende Wendepunkte in der Geschichte der Menschheit gehen mit Sprüngen in der Erkenntnis unseres Wesens und unseres Bewusstseins einher. Der m.E. letzte solche Wendepunkt war die „Aufklärung“. Solche Sprünge im Bewusstsein haben langsame aber auch Jahrhunderte lang anhaltende Wirkung. Auch wenn so eine Wende bereits im Gange wäre, wird die Wirkung für den Gewässerschutz in den nächsten 40 Jahren gering sein, es sei denn es kommt zu einer fundamentalen akuten Krise, z.B. zu einem „ideologisch“ motivierten Weltkrieg, oder zu einer globalen Revolution, die durch einen Anpassungszwang entsteht (z.B. Mangel von essenziellen Ressourcen).

Aus der Analyse der technischen Entwicklung der letzten ca. 200 Jahre, also nach dem Durchbruch der Aufklärung, leitet z.B. HÄNDELER (2003) ausgehend von dem sogenannten Kondratjewzyklus ab, welche nicht prognostizierbaren Umwälzungen aller Bereiche der Gesellschaft und des täglichen Lebens durch technische Innovationen stattgefunden haben. Der letzte

große technische Innovationsschub nach Dampfmaschine, Elektrizität, Chemie, Auto, Flugzeug und Kernenergie, wird dem Computer und der Kommunikationstechnologie zugeordnet. So war z.B. noch nie in der Geschichte, das aktuelle Wissen weitgehend überall auf der Erde online verfügbar. Wenn so eine Innovation neuerlich stattfindet, von der noch niemand weiß ob und wann sie auftreten und worin sie bestehen wird (Kandidaten gibt es viele), dann hat das sicher auch Auswirkungen auf die Wassergütewirtschaft, ohne dass man weiß in welchem Maße und wie. Wie die Geschichte gezeigt hat, führen technische Revolutionen kaum zu einer technischen Krise, sondern zu einer sukzessiven Verdrängung bestehender Technologie durch neue. Diesen Vorgang erleben wir Ingenieure eigentlich ununterbrochen.

Nachdem eine genetische Adaptierung des Menschen an die geistige, technische und wirtschaftliche Entwicklung der letzten Jahrhunderte kaum relevant sein kann, werden Erfolg oder Misserfolg bei der Entwicklung von Bildungs- und Ausbildungssystemen für alle Menschen zum entscheidenden Kriterium für die Zukunft. Es ist vielleicht beruhigend zu wissen, dass die genetisch bedingten Eigenschaften des Menschen sich bis 2050 sicher nicht relevant ändern werden.

Entwicklungen mit nachhaltiger Wirkung sind immer gekoppelt mit einer Änderung im Bewusstsein der Menschen und ihrer Gesellschaft. Ursache solcher Bewusstseinsänderungen können entweder neue Erkenntnisse oder neue politische und religiöse Bewegungen sein, die einen Rückkoppelungseffekt auslösen, weil „die Zeit reif ist“, oder sie werden durch Mangel oder Veränderungen ausgelöst, die eine Anpassung erzwingen. Der Mangel kann sachliche (z.B. fossile Energie, Geldwirtschaft) oder auch ideologische (z.B. Verteilungsgerechtigkeit von Ressourcen) Wurzeln haben. Daraus können revolutionäre Entwicklungen entstehen, die an den Grundfesten herrschender Wertvorstellungen und Gesellschaftsordnungen rütteln. Auch wenn es unmöglich ist, dazu Prognosen abzugeben, kann man sich zumindest überlegen, welche Folgen dies für die Wassergütewirtschaft und den Gewässerschutz haben kann.

## **2 Gesicherte Grundlagen (was bleibt)**

Lebendige Systeme, und um solche geht es in diesem Beitrag, sind thermodynamisch offene Systeme. Sie sind dadurch gekennzeichnet, dass

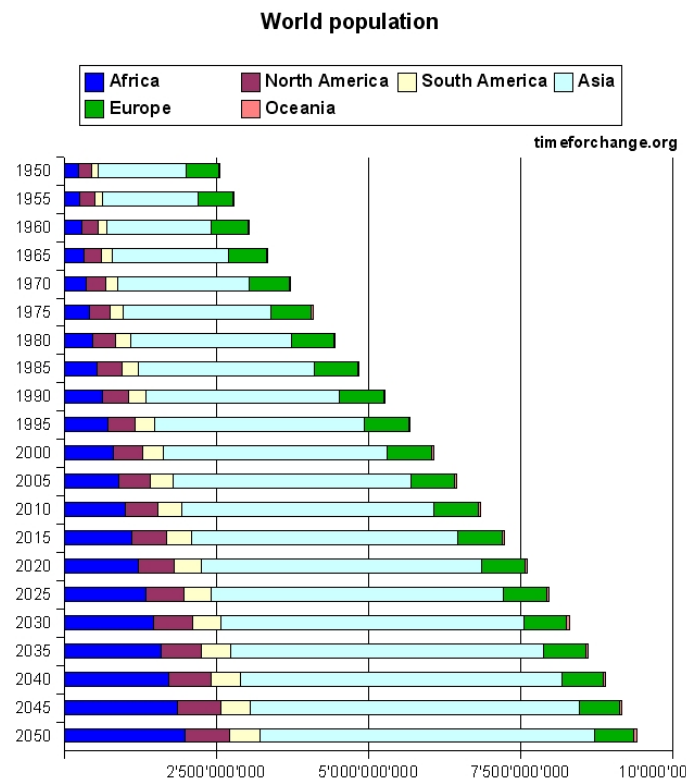
ununterbrochen Materie (Nahrung) und Energie zugeführt werden muss, damit sie lebendig bleiben. Aus der Theorie der Thermodynamik offener Systeme wissen wir, dass sie besondere Eigenschaften haben, die in Zusammenhang mit der Zukunft relevant sind: Alle Lebensvorgänge sind zumindest zum Teil irreversibel, die Herstellung vergangener Zustände oder die Erhaltung eines stationären Gleichgewichtszustandes auf Dauer sind prinzipiell unmöglich. Bei lebendigen Systemen muss man damit rechnen, dass auch sehr langsame und kleine Veränderungen von Umgebungsbedingungen zu prinzipiell nicht vorhersagbaren Sprüngen in der Entwicklung führen können (Bifurkationen).

Materie (Masse) und Energie können nicht „verschwinden“, aber ihr „Wert“ für den Menschen kann sich zufolge seiner Handlungen sehr stark ändern. Wesentliche Veränderungen des Wertes sind dabei mit der „Dissipation“ verbunden. Diese kann über das Entropieniveau beschrieben werden. Es gibt jedoch das Problem, dass viele Stoffe in hoher Verdünnung Wertstoffe (z.B. Spurenelemente) sein können, dagegen in konzentrierter Form Schadstoffe darstellen (z.B. Schwermetalle).

Das Ressourcenpotenzial der Erde ist prinzipiell begrenzt. Allerdings muss für jede Ressource herausgearbeitet werden, welcher Art die „Begrenztheit der Ressourcen“ ist, damit man nicht falsche Handlungsweisen fördert. Süßwasser ist z.B. eine „begrenzte aber erneuerbare“ Ressource, Stickstoff kann man als eine „fast unbegrenzte“ Ressource behandeln, wirtschaftlich abbaubare Phosphorerzlager sind eine „begrenzte“ Ressource, aber der Phosphor geht nicht „verloren“. Fossile Energieträger sind „begrenzt“ und gehen durch Nutzung weitgehend „verloren“. Es gibt Ressourcen, die durch andere ersetzt werden können, und solche, die insbesondere für die lebenden Organismen nicht substituierbar sind (z.B. Phosphor, Schwefel, Stickstoff, viele Schwermetalle als Spurenelemente, etc.).

Alle Lebensvorgänge sind mit einer Zunahme an Entropie („Entwertung“ von Ressourcen) verbunden, die global gesehen über die Entropiedifferenz zwischen Sonneneinstrahlung und Wärmeabstrahlung in den Weltraum kompensiert wird. Der externe Antriebsmotor der Natur, inklusive Menschheit, ist die Sonne. Die Zusammensetzung der Atmosphäre und das Klima sind ursächlich mit der Entwicklung der Biosphäre verknüpft. Das Klima hat daher prinzipiell physikalische und biologische „Ursachen“. Wasser ist das Grundelement alles Lebendigen und Wasserdampf ist das „stärkste“ Klimagas. Die Menschen und

die Natur stehen in enger Wechselwirkung mit dem Klima und beide müssen sich an jeden Wandel des Klimas anpassen. Wie und wie schnell der Mensch das Klima beeinflusst, ist nach wie vor nicht gesichert bekannt, unter Anderem weil die anthropogene Entwicklung während der letzten 100 bis 200 Jahren als singular eingestuft werden muss.



**Abbildung 1:** Die Entwicklung der Weltbevölkerung bis 2050 nach Kontinenten

Die Weltbevölkerung wird mit sehr großer Sicherheit bis 2050 auf etwa 9 Mrd. Menschen ansteigen (Abbildung 1). Damit steigt zumindest der Bedarf an Nahrung und damit an Wasser (700 bis 2000 m<sup>3</sup>/Einwohner und Jahr), das in der Region der landwirtschaftlichen Produktion durch Evapotranspiration verloren geht. Wenn die Ernährung dieser wesentlich größeren Erdbevölkerung nicht gesichert werden kann, wird der Mangel krisenhafte Auswirkungen mit unvorhersagbaren Folgen haben.

Eine ausreichende und richtige Ernährung hat starke Auswirkungen auf die Gesundheit, körperliche und geistige Entwicklung der Menschen, aber auch auf die erforderlichen landwirtschaftlichen Flächen und den Wasserbedarf für die Nahrungsproduktion. Insbesondere führt eine Zunahme des Konsums von tierischem



Eiweiß (Fleischkonsum) zu einem überproportionalen Anstieg des einwohnerspezifischen landwirtschaftlichen Flächenbedarfes, des Wasserbedarfes und der Nährstoffverluste in die Gewässer und kann auch ein erhöhtes Gesundheitsrisiko für die Konsumenten verursachen.

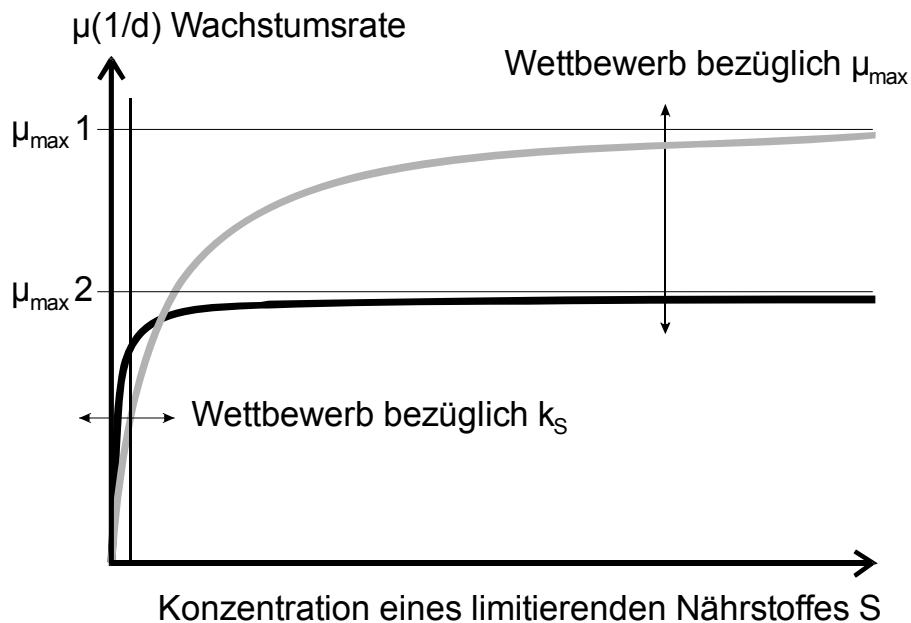
Die Versorgung der Bevölkerung mit einwandfreiem Trinkwasser (1m<sup>3</sup>/Jahr als Wasser zum Trinken, 20 bis 60m<sup>3</sup>/Jahr für Reinigung und Hygiene) stellt die wichtigste Vorsorgemaßnahme zur Gesunderhaltung der Bevölkerung dar und ist primär ein Qualitätsproblem, für das technische und organisatorische Lösungen vorhanden sind (Gewässerschutz, Ferntransport, Aufbereitungstechnik wie z.B. Meerwasserentsalzung oder Aufbereitung von Abwasser zu Trinkwasser). Die Verwendung des entstehenden Abwassers für die Nahrungserzeugung kann nur lokale Bedeutung haben und nur dort, wo Wassermangel die Nahrungsproduktion massiv begrenzt.

Die Entwicklung der menschlichen Gesellschaften bis 2050 (regional wie global) hängt sehr stark von Innovation und Wettbewerb ab, das sind die kulturellen Entsprechungen zur genetischen Entwicklungstheorie von Darwin (DAWKINS 2003). Prägung, Bildung und Ausbildung der Menschen stellen daher zentrale Einflussmöglichkeiten auf die Entwicklung dar.

Mit der Zunahme der Weltbevölkerung steigt das geistige Potenzial und damit die Chancen für Innovation an, leider auch für Fehlentwicklungen, weil nicht jede Innovation positive Folgen hat. Die globale Vernetzung der „Köpfe“ und die globale Verfügbarkeit des Wissens können die Anzahl von relevanten Innovationen stark erhöhen und ihre Wirkung stark beschleunigen. Es gibt keine Erfahrung aus der Vergangenheit, die die Auswirkungen dieser neuen Situation abzuschätzen erlaubt. Jedenfalls sind in diesem Bereich enorme Unsicherheiten für jede Prognose versteckt.

Nur auf mikrobieller Ebene kann in den nächsten 40 Jahren durch Mutation und Selektion genetische Innovation stattfinden. Ob das relevant ist, wird man vielleicht 2050 wissen.

Lebendige Zellen werden in ihrem Stoffwechsel entsprechend der Monod (bzw. Michaelis-Menten-) Beziehung gesteuert (Abbildung 2).



**Abbildung 2:** Steuerung des Wachstums (konkurrierender) Zellen durch Mangel an einem Nahrungsstoff zufolge ihrer Umgebungskonzentration

Aus Abbildung 2 kann man ableiten, wie eine Biozönose auf Mangel an einem einzigen essenziellen Nährstoff reagiert. Wird das Wachstum durch keine Mangel begrenzt, stellt die genetisch fixierte maximale Wachstumsgeschwindigkeit einen entscheidenden Wettbewerbsfaktor dar. Tritt jedoch Mangel an auch nur einem essenziellen Nährstoff auf (kann auch ein Mikronährstoff sein), kommt es zu einem empfindlichen Rückgang der Wachstumsrate. Damit verändern sich die Wettbewerbsbedingungen zwischen den Organismen einer Biozönose grundlegend. Die „Genügsamkeit“ und die Kooperationsfähigkeit werden wichtige Wettbewerbsfaktoren. Ob dieses genetisch fixierte „Gesetz“ auch für das Verhalten von Menschen und Gesellschaften relevant ist, ist nicht gesichert, ausgeschlossen kann es nicht werden.

Es kann daher vermutet werden, dass in diesem Umstand eine Ursache des Unverständnisses der entwickelten Gesellschaften für die sich in Entwicklung befindenden verborgen ist. Jedenfalls stellt das potenzielle Auftreten einer Mangelercheinung mit globalen Auswirkungen eine weitere fundamentale Unsicherheit für jede Prognose dar. Mangel kann eine materielle, kulturelle oder soziale Ursache haben. Aus der Vergangenheit wissen wir lediglich, dass in allen alten Kulturen ein Großteil der Bevölkerung unter massivem Ressourcenmangel leben musste.

Der derzeitige Dauereinsatz an überwiegend fossiler Primärenergie in Österreich von ca. 6kW pro Einwohner entspricht etwa der dauernden Arbeitsleistung von ca. 60 „Sklaven“ pro Person. Das Wachstum des Verbrauches (Nutzung) sehr vieler anderer begrenzter Ressourcen war in der jüngeren Vergangenheit deutlich höher als die Wachstumsrate der Weltbevölkerung. Mangelercheinungen werden daher in der Zukunft wahrscheinlicher. Die klassische Wirtschaftstheorie behauptet, dass der Markt in der Lage ist Mangel zu beheben. Sie behauptet allerdings nicht, dass dies ohne Opfer auch von Menschenleben vor sich geht.

Wasserwirtschaftliche Strukturen wurden in allen Hochkulturen und werden auch heute für sehr lange Zeiträume in der Zukunft geplant und gebaut, das gilt für den Hochwasserschutz genauso wie für die Wassergütwirtschaft, weil sich viele wasserbedingte Bedürfnisse und Bedrohungen der Menschen langfristig kaum ändern. Daraus kann man den Schluss ziehen, dass für die nächsten 40 Jahre keine dramatische Umgestaltung der bestehenden Infrastruktur-Systeme zu erwarten ist. Dort, wo zufolge der Bevölkerungszunahme neue siedlungswasserwirtschaftliche Strukturen errichtet werden, zeichnen sich verschiedene Innovationen ab, die sich im Wettbewerb bewähren müssen (LONDONG 2008, LARSEN et al. 2007, OTTERPOHL et al. 2007, MATSUI S. 2007, MATSUI et al. 2003, HARADA et al. 2006, etc.)

Der ständige Bedarf an Erhaltung, Erneuerung und Erweiterung bestehender Systeme wird sicher von Innovationen beeinflusst sein. Neue Impulse sind von der Reaktion auf die wissenschaftliche Erforschung der Mikroschadstoffe und Krankheitserreger, die im Wasser transportiert werden, zu erwarten. Auch die Bewertung der Stoffströme im Wasser und des Wassers selbst aus der Sicht des Ressourcenmanagements, gemeinsam mit Landwirtschaft, Industrie und Gesundheitswesen wird neue Überlegungen hervorbringen. Diese Themen werden in den weiteren Beiträgen dieses Bandes (KROISS 2009) behandelt.

Im schlimmsten Fall wird in den entwickelten Ländern der Gewässerschutz an Bedeutung verlieren und der langsame Verfall der Infrastruktur beginnen. In vielen Ländern der Erde, insbesondere in den Schwellenländern werden allerdings wesentliche Investitionen in die Wassergütwirtschaft und den Gewässerschutz notwendig sein um die Volksgesundheit, die Ernährung der Bevölkerung und den Schutz von Artenvielfalt und Naturräumen zu sichern. Auch die Vermeidung großer Migrationsströme wird vor allem in und aus Afrika und Teilen Asiens auch von erheblichen Fortschritten in der Wassergütwirtschaft in diesen

Regionen abhängen. Der absehbar größte Hemmschuh für eine erfolgreiche Wasserwirtschaft in den Entwicklungsländern liegt in den Bereichen Bildung, Ausbildung, Organisation und Umsetzung.

### **3 Zukunftsszenarien**

#### **3.1 Evolutionäre Entwicklung**

Für eine evolutionäre Entwicklung wird u.A. von folgenden Voraussetzungen ausgegangen, die primär auch während der letzten 40 Jahre die Entwicklung zumindest begleitet, wenn nicht geprägt haben.

- Ein laufendes Wirtschaftswachstum, das Investitionen in neue Infrastrukturen begünstigt und Wohlstand schafft
- Stabile politische Verhältnisse in den führenden Staaten der Weltwirtschaft mit nur geringen Änderungen der Bevölkerungszahlen
- Kein gravierender Mangel an Ressourcen, den die Wirtschaft und Politik nicht beheben konnte, insbesondere eine ausreichende Versorgung mit (fossilen) Energieträgern
- Eine gut dotierte, national und international vernetzte Wissenschaft
- Ein erfolgreiches internationales Krisenmanagement, das Konflikte lokal begrenzen kann
- Ein zunehmende Globalisierung nicht nur der Wirtschaft, die durch die globalen Informationsnetzwerke unterstützt und beschleunigt wird
- Ein Ansteigen der Weltbevölkerung um ca. 3 Mrd. Menschen mit stark unterschiedlicher regionaler Verteilung (Abbildung 1), eine starke Zunahme der Bevölkerung in Ballungsgebieten und eine Stagnation in den ländlichen Gebieten.
- Ein deutliches Ansteigen des globales Energie- und Rohstoffbedarfes, bei längerfristig gesehen relativ stabilen Preisen.

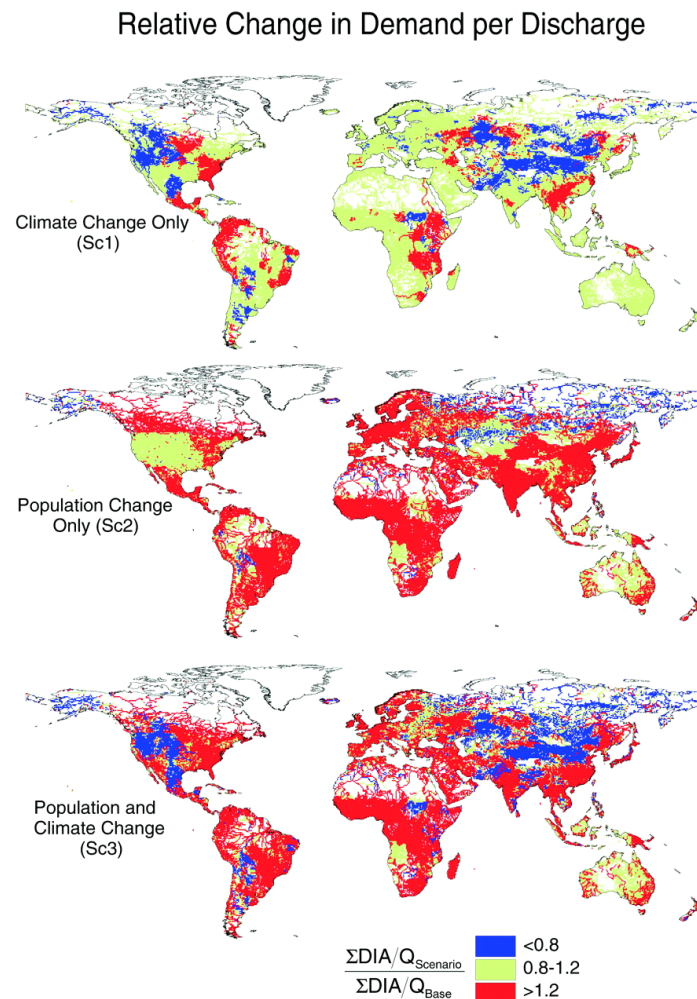
Wenn man für die nächsten 40 Jahre eine evolutionäre Weiterentwicklung der Menschheit auf der Erde annimmt, dann kann man davon ausgehen, dass die Bevölkerung bis 2050 um fast 50% zunimmt. Die ökonomische Bedeutung des damit verbundenen Anstieges an mechanischer Arbeitskraft wird weiter abnehmen (Leistung eines Menschen ca. 0,1 kW, Primärenergieeinsatz je Einwohner derzeit etwa 2 bis 12 kW). Für die Wirtschaft ist diese Entwicklung vor allem in Hinblick auf eine steigende Zahl von Konsumenten von großer Bedeutung, weil damit ein Wachstum der Wirtschaftsleistung einhergeht.

Mindestens ebenso stark wie die Bevölkerung wird der Bedarf an Nahrung ansteigen. Dies bewirkt einen zusätzlichen Flächenbedarf für die landwirtschaftliche Produktion, der in Konkurrenz zu einem erhöhten Bedarf an Siedlungsflächen und dem Anspruch an Erhaltung und Ausweitung von Naturräumen (Artenvielfalt) steht. Damit entsteht ein Druck, die Intensität der Produktion zu erhöhen, was mit einem erhöhtem Einsatz von hochwertiger Energie, (Treibstoffe), Dünge- und Pflanzenschutzmitteln einhergeht, aber vermutlich auch mit dem vermehrten Einsatz gentechnisch veränderter oder neu gezüchteter Nutzpflanzen. Die Ziele sind dabei: Steigerung der Hektarerträge, der Resistenz gegenüber Schädlingen und die Verringerung des Wasserbedarfes.

Als neue Entwicklung wird der Druck auf alle Gesellschaften steigen, den Konsum tierischen Eiweißes deutlich zu verringern oder klein zu halten, weil damit der zunehmende Flächen-, Wasser- und Düngbedarf für die Sicherung der ausreichenden Ernährung der Weltbevölkerung deutlich gedämpft werden kann. Die Konkurrenz um die regionalen Wasserressourcen wird ebenfalls steigen, wenn die Substitution von fossiler Energie und anderer begrenzter Ressourcen durch nachwachsende Rohstoffe (Nutzung von Sonnenenergie über Pflanzenwachstum) den regionalen „Wasserverlust“ deutlich erhöhen werden.

Erhöhte landwirtschaftliche Aktivität geht mit einer deutlichen Erhöhung der Belastung der aquatischen Systeme mit Nährstoffen (Eutrophierung, Grundwasser-Nitratproblem) und Mikroschadstoffen (z.B. Pestizide) einher. Nachdem auch die Natur weiterhin ausreichend mit Wasser versorgt werden muss um sich zu entfalten, wird 2050 ein Großteil der Erde unter Wasserstress leiden (Abbildung 3), der nur durch optimierte Wasserwirtschaft, den Einsatz technischer Verfahren zur Wasserreinigung und eine internationale Zusammenarbeit zur Sicherstellung der Ernährung beherrscht werden kann.

Für Abbildung 3 wurden neben dem Wachstum der Weltbevölkerung und einem angenommenen Mindestbedarf an Wasser für die Naturlandschaften auch die Veränderungen im regionalen Wasserhaushalt berücksichtigt, die aus den Klimaprognosen abgeleitet werden können.



**Abbildung 3:** Zunahme des regionalen Wasserstresses bis 2050, dunkel (rot)= Wassermangel (VÖRÖSMARTY et al. 2000):

Die beschriebene evolutionäre Entwicklung geht mit einem deutlichen Rückgang der Bevölkerung einher, die in der Landwirtschaft und auch teilweise in der Industrie Beschäftigung findet, weil menschliche Arbeitskraft vermehrt durch Maschinen und Automation ersetzt werden. Arbeit wird zunehmend als Einsatz des menschlichen Denk- und Gestaltungsvermögens (Dienstleistung, Innovation, Kultur) definiert und entlohnt, Prägung (<http://de.wikipedia.org>), Bildung und Ausbildung nehmen im Wettbewerb weiter an Bedeutung zu. Das hat mehrere wichtige Konsequenzen:

1. Starke Zunahme der Anzahl und Größe der Ballungsgebiete (Prognose für 2050: >75% der Weltbevölkerung lebt in Ballungsgebieten), weil dort die Ausbildungs- und Bildungschancen und der Bedarf an Fachkräften und Dienstleistungen gestiegen und damit laufend neue Arbeitsplätze entstanden sind, während sie am Lande verloren gehen.
2. Der „Wasserbedarf“ der Menschen (inklusive des „virtuellen Wassers“ = Wasser für die Produktion der Nahrung und der Konsumgüter) konzentriert sich auf die Regionen der Ballungsgebiete. Dadurch entsteht eine lokale Konkurrenz um die Wasserressourcen zwischen Trinkwasser, Industrie, Landwirtschaft und den Naturräumen. Durch Transport der Nahrungsmittel und Konsumgüter über große Entfernungen wird dieser Effekt gemildert. Auch die Wiederverwendung von Abwasser als Trinkwasser und für die Industrie (Singapur) entschärft diese Konkurrenz. Es setzen sich vermehrt Versicherungsmodelle durch, bei denen die Trinkwasserkonsumenten die Prämien für eine Versicherung übernehmen, die den Produktionsausfall in der Landwirtschaft zufolge von Wassermangel in extremen Trockenperioden abdeckt. Dies ist z.B. in Monsungebieten (Philippinen) schon heute der Fall.
3. Die Landwirtschaft ist hoch technisiert, wird in großen Einheiten betrieben, die ökonomisch und ökologisch optimiert sind. Die kleinräumige Landwirtschaft (Nebenerwerbsbauern) hat weiter an Bedeutung verloren. Diese Entwicklung ist von einem steigenden Energiebedarf für Maschinen-, Düngemittel- und Pestizidproduktion sowie für Transport begleitet. Auch die Rückführung der Nährstoffe über die Abwassereinigung in die Landwirtschaft führt zufolge größerer Transportentfernungen zu höherem Energieverbrauch. Zuzufolge der Größe der technischen Anlagen und des Anstieges der Phosphorpreise wird die P-Rückführung wirtschaftlich und setzt sich durch.
4. Die weltweite Vernetzung der Daten und des Wissens erlaubt eine hohe Sicherheit der Versorgung der Weltbevölkerung mit ausreichender Nahrung durch Ferntransport, Ressourcenmanagement und globale Steuerung der landwirtschaftlichen Produktion. Das freie Spiel der Marktgesetze bleibt (wird) wirksam eingeschränkt. Durch flexible Nutzung der landwirtschaftlichen Produktion für Ernährung und Energieerzeugung aus nachwachsenden Rohstoffen werden regionale Nahrungsdefizite ausge-

glichen. Die Erzeugung der Produkte wird hinsichtlich der klimatischen Bedingungen und der Verfügbarkeit von geeigneten Flächen und Böden ökologisch und ökonomisch optimiert vorgenommen, die Autarkie der nationalen Nahrungsproduktion hat nur mehr hinsichtlich der Transportentfernungen (ökologisch und ökonomisch) Bedeutung.

5. Die enge Verschränkung von Ernährung, Gesundheit, Landwirtschaft, Wassergütewirtschaft und Ressourcenmanagement ist weltweit bewusst geworden, politisch anerkannt und findet ihren Niederschlag in der Gesetzgebung und ihrer Implementierung auch in den internationalen Organisationen (FAO, WHO, WTO, GAP, etc.), den Verwaltungsstrukturen der Staaten und den Lehrplänen aller Schulen.
6. Die Zentralisierung der gesamten Wasserinfrastruktur in den Ballungsgebieten mit immer größer werdenden Einheiten bewirkt notwendigerweise eine Professionalisierung ihres Betriebes. Diese geht einher mit einer starken Erhöhung des Einsatzes von Mess- und Regeltechnik, sowie Automation. Die heute gängigen Parameter für die Wassergüte werden weiterhin als Routine gemessen, aber durch neue Analysen und Sensoren für Mikroschadstoffe sowie für pathogene Keime, bzw. Wirkungsparameter (Toxizität, Hemmung, etc.) ergänzt, um ein als tolerierbar festgelegtes Risiko für Menschen (Trinkwasser, Badegewässer) und die aquatische Umwelt (Biozönose) gesichert nicht zu überschreiten. Der Aufwand für das Monitoring und die zielgerichtete Auswertung aller Messdaten wird noch deutlich zunehmen und die Kriterien für einen „guten“ Zustand von Gewässern und Trinkwasser werden sich deutlich von heute unterscheiden (Mikroschadstoffe, Nanopartikel, pathogene Keime, Salze, Temperatur), weil das Vorsorgeprinzip zusätzliche Reinigungsschritte verlangt.
7. Ab einer gewissen Größe der Trinkwasseraufbereitungs- und Abwasserreinigungsanlagen gehen die spezifischen Jahreskosten kaum mehr zurück. Zuzunehmen sind die spezifischen Jahreskosten für die Leitungsnetze an. Je nach örtlicher Situation werden daher vor allem in Ballungsgebieten vermehrt „dezentrale“ Wasserver- und -entsorgungseinheiten mit Gesamtverantwortung (inklusive Nährstoffmanagement, Gewässerschutz, Bewässerung der Grünanlagen, etc.) für die Wasserinfrastruktur



entstehen. Dadurch wird auch die Anpassung an rasch steigende Bevölkerungszahlen zufolge von Migration einfacher bewerkstelligt. Die Größen dieser Einheiten werden vermutlich zwischen etwa 100.000 und 4 Mio. EW liegen. Die optimale Größe dieser Einheiten wird über neu entwickelte komplexe Optimierungsprogramme bestimmt. Die Verknüpfung der Verantwortlichkeit für Trinkwasser, Abwasser, Brauchwasser, Gewässer, und Grünflächenbewässerung wird institutionell abgebildet. Die Anwendung von weitergehenden Wasserreinigungsanlagen (RO, Oxidations- und Adsorptionsverfahren, Desinfektionsverfahren, etc.) und einer weitgehenden Lenkung aller relevanten Stoffströme zur Verminderung der Verluste von Wertstoffen (inklusive Wasser) und Kosten ist weitgehend umgesetzt und wird laufend überwacht.

8. In neu entstehenden Stadtteilen und Ballungsräumen, insbesondere wenn dort eine dezentrale Versorgung mit (wenig) Trinkwasser möglich ist, sind verschiedene alternative Entsorgungssysteme für Abwasser in Verwendung, wie sie z.B. schon heute in Japan bestehen mit Separationstoiletten, minimierter Spülwassermenge und zentralen, hoch technisierten Behandlungsanlagen für die gesammelten Fäkalien und den gesammelten Urin. Das Ziel ist es, die Kosten für die Errichtung der Leitungsnetze weitgehend zu vermeiden, die hygienischen Anforderungen an die Abwasserentsorgung gesichert einzuhalten und die Nährstoffe möglichst weitgehend in die Landwirtschaft zurückzuführen (MATSUI 2003). Gleichzeitig wird der Wasserbedarf unter 20 L/E/ d gehalten.
9. Im ländlichen Bereich bewirkt die kleinräumige Struktur bzw. die weniger verdichtete Bauweise eine deutliche Zunahme der spezifischen Jahreskosten für die Wasserinfrastruktur, weil die technischen Lösungen von den Ballungsgebieten übertragen wurden. Das wird teilweise durch Quersubventionierung von den Ballungsgebieten zu den ländlichen Gebieten kompensiert. Bis 2050 wird es in ländlichen Gebieten immer noch viele verbesserungswürdige Zustände geben, allerdings wird das hygienische Risiko durch Lösungen mit geringerem Komfort aber auch geringeren Kosten und mehr Eigenverantwortung der Hausbesitzer weltweit deutlich geringer sein als heute. Besonders dort wo die Bevölkerungszahlen zurückgehen oder/und die Überalterung stark zunimmt, werden die Finanzierung und der Betrieb einer Wasserinfrastruktur problematisch, die sich

evolutionär aus den Lösungen für Ballungsgebiete weiterentwickelt hat. Daher werden in vielen Regionen bereits gänzlich neue Wasserver- und Abwasserentsorgungssysteme, Überwachungs- und Finanzierungsmodelle angewendet.

### **3.2 Revolutionäre Entwicklung**

Eine technische Entwicklung, die unsere Wasserinfrastruktur und den Gewässerschutz grundlegend verändert, also revolutioniert, müsste eigentlich schon vorhanden sein, damit sie bis 2050 voll wirksam wird. Ein wesentliches Kriterium für den revolutionären Charakter einer Entwicklung ist, dass sie neue Bedürfnisse der Menschen befriedigt und auch wirtschaftlich effizient ist. Nachdem solche Entwicklungen von Rückkoppelungsprozessen gesteuert werden, kommt es meist entweder zu einem exponentiellen Wachstum oder zu einem relativ raschen Verschwinden von neuen Entwicklungen. Jedenfalls ist es nicht möglich, solche Entwicklungen bereits in einem frühen Stadium zu prognostizieren.

Der Einsatz von Membranen in der Wassergütewirtschaft wird sicher stark zunehmen, insbesondere in Ländern mit Wassermangel sowie bei der Trinkwasseraufbereitung, jedenfalls überall dort, wo Keimbelastungen (Nanofiltration) deutlich reduziert werden sollen und/oder die Verringerung des Gehaltes an gelösten Stoffen (Umkehrosmose) angestrebt wird. Jedenfalls kann man der Membrantechnik eine Revolutionierung der Wasserreinigungstechnik, insbesondere bei der Meerwasserentsalzung in wasserarmen Gebieten zutrauen, den Gewässerschutz als ganzes zu revolutionieren ist weniger wahrscheinlich. Auch verschiedene chemisch/physikalische Nachreinigungsverfahren für biologisch gut gereinigtes Abwasser oder konventionell aufbereitetes Trinkwasser haben ein großes Wachstumspotenzial weltweit.

Insgesamt wird vermutet, dass die Vielfalt der technischen Einrichtungen erst einmal stark zunehmen wird. Je nach Bewährung, örtlicher Situation und neuen Anforderungen an die zu erreichende Wasserqualität werden sich einige technische Lösungen durchsetzen. Dadurch wird allerdings kaum eine Revolution verursacht.

Revolutionen könnten primär durch globale Krisen ausgelöst werden, z.B. durch neue, medizinisch nicht beherrschbare, wasserbedingte Seuchen, einen massiven

Engpass bei der Energieversorgung (Transport), einen realen Mangel an Nahrung zufolge von Naturkatastrophen (Dürre, Hochwasser, Vulkanausbrüche, etc.), nicht rechtzeitig behebbarer Mangel von essenziellen Rohstoffen für Landwirtschaft und Industrie. Aber auch von falschen politischen Entscheidungen und dadurch verursachten Wirtschaftskrisen sowie ideologischen Bewegungen können Revolutionen ausgehen. In solchen Fällen kann es zu großen Entwicklungsschüben in der Wasserwirtschaft kommen, insbesondere wenn akute Risikoabwehr den gesamten Wasserbereich betrifft. Wenn globale Konflikte mit kriegerischen Auseinandersetzungen auftreten, die durch Ressourcenmangel ausgelöst und/oder ideologisch begründet werden, kann auch das Gegenteil passieren, nämlich eine völlige Vernachlässigung der Wassergütwirtschaft zumindest in den wassereichen Staaten.

Die entscheidende Aussage zu diesem Szenario ist aber, dass revolutionäre Entwicklungen nicht vorhersagbar sind, wie dies im Kapitel 2 dargelegt ist.

#### **4 Visionen und Ziele**

Weltweit werden die Regionen mit „Wasserstress“ noch deutlich zunehmen, weil der Hauptteil des Zuwachses an Bevölkerung in Regionen erfolgen wird, die schon jetzt unter Wasserproblemen leiden. Es kann auch vermutet werden, dass die Prognose einer starken Konzentrierung von ~75% Weltbevölkerung in Ballungsräumen eine hohe Wahrscheinlichkeit besitzt

Die politischen, technischen und organisatorischen Maßnahmen zur Beherrschung der Wasserprobleme sind zwar schon heute vorstellbar, aber sie hinken den Wünschen der Politiker (Kyotoprotokoll) deutlich nach. Jedenfalls müssen die Lösungen für die weltweiten Probleme immer an die spezifische lokale Situation angepasst entwickelt werden und sie werden in vielen Fällen eine zunehmende internationale Verflechtung notwendig machen.

Typische Kriterien zur Charakterisierung einer lokalen Situation sind:

Klima, Morphologie, politisches System, Gesellschaftsstruktur, Religion, Verwaltungsstruktur, Landwirtschaft, Wirtschaftskraft, Bildungs- und Ausbildungsstand, Bevölkerungsentwicklung, etc.

Bei der Beurteilung der lokalen Situation muss auch immer die Ernährung der Bevölkerung mitberücksichtigt werden. Unter diesem Gesichtspunkt wird sich herausstellen, dass die lokale Wasserwirtschaft mit dem jeweiligen Flusseinzugsgebiet(en) und den betroffenen Küstengewässern verflochten ist, die häufig auch über die nationalen Grenzen hinausgehen. Über Nahrungs- und Futtermittelferntransporte werden auch die Stoffströme des „virtuellen Wassers“, der Nährstoffe und potenziellen Schadstoffe quantifizierbar und müssen auf internationaler Ebene erkannt und geregelt werden. Für die Wassergütwirtschaft sind auch internationale Ferntransporte von (Schad)Stoffen über die Luft von Wichtigkeit, deren Einflussbereich häufig weit über die Flusseinzugsgebiete hinausgeht (z.B. reaktive Stickstoffverbindungen aus Landwirtschaft, Verkehr und Industrie).

Die Vision ist, dass ein international einklagbares Wasserrecht entsteht, das die lokale Problemlösung und ihre Verflechtung mit Ernährung, Landwirtschaft, Wirtschaft, Gesundheit und Umweltschutz in Grundzügen regelt und damit den Ausgleich zwischen Nutzung und Schutz, sowie zwischen Rechten und Pflichten auf eine Basis stellt, die die notwendigerweise auftretenden Konflikte rund um die begrenzte Ressource zu lösen erlaubt. So wie schon bisher, muss das primäre Ziel der Konsens aller Betroffenen sein. Aber auch Zwangsmaßnahmen im zwischenstaatlichen Bereich durch einen internationalen Gerichtshof müssen möglich sein. Die EU ist auf dem Wege dorthin durchaus fortschrittlich in der Gesetzgebung, die Umsetzung wird zeigen, welche neuen Probleme dabei auftreten und noch einer Lösung harren. Auch die nationalen Verwaltungsstrukturen müssen an die Vernetzung des Wassers mit vielen anderen Materien noch angepasst werden.

Nachdem Wasser und Luft eine globale Verteilung fast aller Stoffe bewirken, die wir nutzen oder herstellen, ist es im Wesentlichen eine Frage der Empfindlichkeit der Analytik und der gezielten Suche, ob sie im Wasser auch nachgewiesen werden. Die derzeitige Interpretation von „einwandfreiem“ Trinkwasser und „sauberen“ Gewässern steht daher in einem Konflikt mit den „Schadstoffen“, die fast alle ubiquitär vorkommen. Das erzeugt Angst bei der Bevölkerung und Unsicherheit bei der Politik.

Die Vision ist, dass der Begriff „Stoff“ neutralisiert wird, also weder als Schad- noch als Wertstoff klassifiziert wird. Schaden und Nutzen werden nur noch einer Konzentration oder einer Dosis (Stoffstrom) eines Stoffes samt dem Wirkungsort

zugeordnet. Auch wird es gelingen, eine Bewusstseinsänderung dahingehend zu erreichen, dass auch mit Wasser immer stoffliche Risiken verbunden sind, die nicht beseitigt sondern nur begrenzt werden können. Sowohl 0-Risiko wie 100%-Entfernung von Stoffen aus dem Wasser oder Nullemissionen sind nur für Stoffe möglich, die nicht erzeugt werden oder in der Natur nicht vorkommen. Die Festlegung von duldbaren Risiken, die mit der Wasserqualität verbunden sind, muss auf politischer Ebene durch Konsens der Betroffenen hergestellt werden, die Wissenschaft kann dazu nur Entscheidungsgrundlagen liefern.

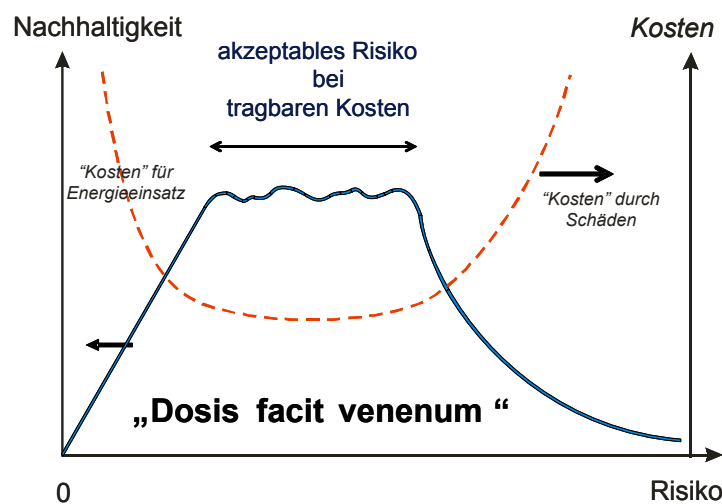
Das Vorsorgeprinzip zur Begrenzung von Stoffströmen ist zwar ökologisch motiviert, letztlich aber ökonomisch „begrenzt“. Nur Immissionsregelungen können auf wissenschaftlichen Untersuchungen über die hygienischen und ökologischen Wirkungen (Konzentrationen und Frachten) gegründet werden, letztlich muss aber auch dort ein duldbares Risiko zugelassen werden. Bis 2050 wird es gelingen, die Zusammenhänge zwischen Vorsorgeprinzip, Emissionsbegrenzung und Immissionsschutz sowie die Verantwortlichkeiten (Politik, Hygiene, Verwaltung, Technik, Industrie) für die Begrenzung des Risikos von der Quelle aller Stoffströme bis zu ihrer Wirkung auf Mensch und Umwelt verständlich zu machen. Bis 2050 wird auch das EU Programm REACH zur Umweltverträglichkeit von Chemikalien wirksam geworden sein.

Bis 2050 wird es gelingen die mechanisch-biologische Abwasserreinigung weitgehend ohne Fremdenergie zu betreiben bzw. sogar geringe Energieüberschüsse zu produzieren. Die Abdeckung von Energieverbrauchsspitzen wird wirtschaftlich über eine Einbindung in Energieversorgungsnetze erfolgen. Nachdem schon heute die Abwasserreinigung nur ~1 % des Primärenergiebedarfes je Einwohner benötigt, bleibt der Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft zur Energiewirtschaft in jedem Falle gering. Interessanter ist der Aspekt, dass zumindest das Rückgrat des Gewässerschutzes durch Abwasserreinigung prinzipiell ohne Fremdenergie aufrechterhalten werden kann. Auch die Nutzung der Wärmeenergie im Abwasser wird erhebliche Fortschritte machen.

Die Überwachung der Wasser- und Gewässergüte wird durch neue Parameter und Messgeräte ergänzt bzw. ersetzt, wobei insbesondere kontinuierliche Messgeräte mit Fernübertragung und online Auswertung aller Daten das Rückgrat bilden. Neue Messanordnungen werden vor allem auch Wirkungsparameter messen, die für akute Entscheidungsfindung vorteilhaft

sind. Bei der Trinkwasserversorgung und Abwasserreinigung setzen sich die Methoden der Lebensmitteltechnik zur Überwachung des Reinigungsergebnisses durch, die nicht primär den Erfolg der Verfahren (z.B. Haltbarkeit der Milch nach der Pasteurisierung) sondern die für den Erfolg erforderlichen Betriebsparameter überwachen (z.B.: Temperatur und Dauer). Damit gewinnt man Zeit für Störungsbehebung.

Die Abbildung 4 soll den qualitativen Zusammenhang zwischen Risiko, Nachhaltigkeit und Kosten aufzeigen.



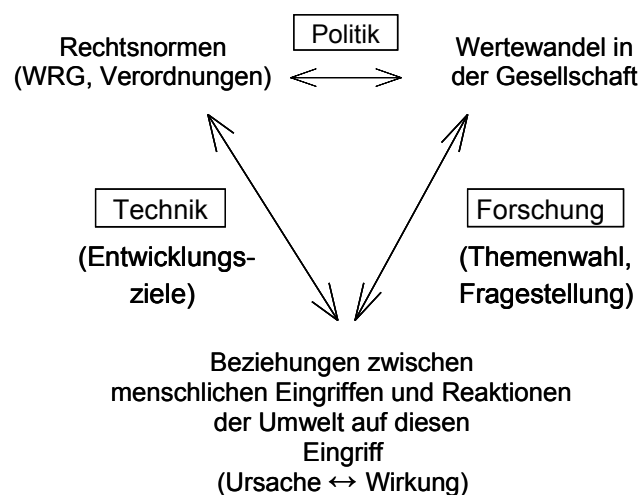
**Abbildung 4:** Wechselwirkung zwischen Nachhaltigkeit, Risiko und Kosten des Gewässerschutzes

Aus den vorhergehenden Überlegungen kann man ableiten, dass die Wassergütewirtschaft und der Gewässerschutz noch viel Entwicklungspotenzial besitzen um eine politisch gewollte Begrenzung des Risikos für Mensch und Umwelt mit möglichst geringem Mitteleinsatz zu erreichen.

Abbildung 4 zeigt z.B. dass durch einen konsequenten Gewässerschutz und die Sicherung einer hohen Trinkwasserqualität das Kostenrisiko durch Schäden (Seuchen, Fischsterben, etc.) auf ein akzeptiertes Maß reduziert werden konnte, allerdings mit Kosten für die Sicherung der Qualität (rechte Seite des Diagramms). Auf der linken Seite des Diagramms ist dargestellt, dass eine Forderung nach Minimierung des Risikos aus Vorsorgegründen die Kosten stark ansteigen lassen kann, und damit auch das Gesamtrisiko einer Gesellschaft oder einer Biozönose erhöht, bzw. die Nachhaltigkeit verringert, weil hoher

Mitteinsatz meist mit erhöhter Umweltbelastung an anderer Stelle korreliert und/oder mit Einbußen an Effizienz verbunden ist.

Nachhaltigkeit ist also ohne Risiko nicht erreichbar. Gewässerschutz bleibt daher eine spannende und komplexe Aufgabe für Politik, Wissenschaft und jeden Einzelnen, lokal, regional und global. Nur interdisziplinär zusammengesetzte Teams und Netzwerke von Experten und Interessenvertretern können im Wettbewerb um die besseren Lösungen erfolgreich sein. Abbildung 5 soll nur den illustrieren, welche Entscheidungsfelder betroffen und wie sie vernetzt sind.



**Abbildung 5:** Entscheidungssystem für das menschliche Denken und Handeln in Zusammenhang mit Wassergütefragen. (KROISS 2009a)

## 5 Schlussfolgerungen für heute

Die moderne Kommunikationstechnik erlaubt einen fast unbegrenzten Zugang zum aktuellen Stand des Wissens und der Erfahrung, der allerdings nur dann Vorteile bringt, wenn diese Information auch verstanden und in Handlungen umgesetzt werden kann. Daraus ergibt sich zwingend, dass weltweit die Bildung und Ausbildung von Menschen als die zentrale politische Aufgabe gesehen werden muss um die vorprogrammierten Probleme und Konflikte rund um das Wasser zu lösen.

Die Wissenschaft und die technische Innovation sind aufgerufen, ihre Erkenntnisse so zu vermitteln, dass sie verstanden und angewendet werden

können. Durch die globale Vernetzung wird eine „Werkzeugkiste“ entstehen, mit einer großen Fülle verschiedener Werkzeuge, nicht mit Fertigprodukten. Je nach örtlicher Situation ist es dann die Aufgabe mit Hilfe dieser Werkzeuge angepasste Lösungen zu entwickeln und schließlich in die Praxis umzusetzen. Am Beginn steht dabei immer die sorgfältige und umfassende Analyse aller Gegebenheiten. Nur für Notfallsituationen und Katastrophen (Hochwasser, Erdbeben, Tsunamis, etc.) braucht man rasch einsetzbare mobile technische Systeme samt Bedienungspersonal und den erforderlichen Ressourcen. Hier kann die globale Vernetzung helfen, die Verfügbarkeit zu erhöhen und die Kosten zu reduzieren.

Weil Wasser so lebenswichtig ist, erscheinen die angeführten Schlussfolgerungen auch dann relevant und richtig, wenn es zu einer globalen Wende der Politik und Wirtschaft kommen sollte, die zumindest bei gravierenden Mangel- oder Krisensituationen in vielen Bereichen sehr rasche Veränderungen erzwingt. So führen auch fast alle geplanten Maßnahmen zur Anpassung der Wasserwirtschaft an den Klimawandel zu einer Stabilisierung der Systeme, auch wenn die Klimaeffekte nicht im prognostizierten Ausmaß auftreten sollten.

Das kostbarste Gut in Österreich bis 2050 ist m. E. nicht der Wasserreichtum sondern das angesammelte Wissen, die reichliche praktische Erfahrung und vor allem die exzellente Zusammenarbeit aller betroffenen Akteure vom Betriebspersonal der technischen Infrastruktur bis zu den Spitzen der Politik, Wissenschaft und Verwaltung mit den dazugehörigen Fachorganisationen sowie einem breiten Angebot an Bildungs- und Ausbildungseinrichtungen. Dieses Gut bleibt nur erhalten, wenn es dauernd mit Leben gefüllt wird, also Veränderungen in allen Bereichen gewollt und nicht nur zugelassen werden.

## 6 Literatur

Dawkins R. (2008): *Der blinde Uhrmacher*; dtv München ISBN 978-3-423-34478-4

Händler E. (2003): *Die Geschichte der Zukunft, Sozialverhalten heute und der Wohlstand von morgen - Kondratieffs Globalsicht*. 3. Auflage Brendow & Sohn Verlag, Moers ISBN 3 - 87067-963-8

Matsui S., Winblad U. (2003): *Options for Ecological Sanitation - how sewage works could be modified*. Water Intelligence Online © IWA Publishing



Harada H. Matsui S., Wakamatsu M. (2006): *Scaling up of ecological sanitation for peri-urban and rural areas to meet the sanitation of MDGs*. Water Science & Technology - Water Supply Vol 6 No 6 pp 1–9

Kondratjewzyklus: (<http://de.wikipedia.org/wiki/Kondratjew-Zyklus>)

Kroiss H. (2009a): *Lösung internationaler Wasserkonflikte durch enge Kooperation von Rechts- und Ingenieurwissenschaft*. Ein Jurist im Spannungsfeld von Wirtschaft, Technik und Recht. Neuer wissenschaftlicher Verlag Linz. ISBN 978-3-7083-0584-4

Kroiss H. (2009): *Neue Herausforderungen an die Wassergütewirtschaft*. Wiener Mitteilungen Bd. S 1 bis ÖWAV Seminar März 2009, TU-Wien

Larssen T.A., Lienert J.. (2007): *NoMix-Technologie*. GWA Gas, Wasser, Abwasser, 2007, 4, 255-262

Londong, J. (2008): *Zukunftsperspektiven Neuartiger Sanitärsysteme*. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 215, Aachen 2008, Seite 8/1-8/9, ISBN 978-3-938996-21-8

Matsui S. (2007): *Advanced Ecological Sanitation for Iraq*.  
<http://marshlands.unep.or.jp/includes/file.asp?site=marshlands&file=65C03FCC-34B1-4A7A-AEC9-9281073BE0FE>

Otterpohl R., Wendland C.(2007): *Innovative Sanitärkonzepte – mitteleuropäische Pilotprojekte und ihre Rolle im internationalen Kontext*. [http://www.wrrl-info.de/docs/vortrag\\_sem26\\_wendland.pdf](http://www.wrrl-info.de/docs/vortrag_sem26_wendland.pdf)

Vörösmarty C.J., Green P., Salisbury J., Lammers R.B. (2000): *Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth*. Science, Vol. 289. no. 5477, pp. 284 – 288

Korrespondenz an:

o.Prof. Dr. Dr. h.c. Helmut Kroiss  
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
Technische Universität Wien  
Karlsplatz 13  
1040 Wien

Tel: +43 1 58801 22610  
Fax: +43 1 58801 22699  
Mail: [hkroiss@iwag.tuwien.ac.at](mailto:hkroiss@iwag.tuwien.ac.at)

## Neue chemiepolitische Zugänge zur Wasseraufbereitung

MinRat Mag. Dr. Thomas Jakl, ADir. Ing. Eva-Maria Reiss

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,  
Abteilung V/2 für Chemiepolitik

**Abstract:** Das Umweltministerium hat in den letzten Jahren mit neuen methodischen Ansätzen, welche die Instrumentarien der Ordnungspolitik ergänzen sollen, Beispiele für erfolgreichen Gewässerschutz entwickelt. Zum einen wurden dienstleistungsorientierte Geschäftsmodelle (Chemikalien Leasing) konzipiert und in einer Kooperation mit UNIDO in Russland bei abwasserintensiven Industrieprozessen implementiert. Die Fokussierung des Geschäftsmodells auf die Funktion/Leistung der Chemikalien anstatt auf die Verkaufsmenge führte auch in diesen Projekten zu einer deutlichen Steigerung der Effizienz beim Chemikalieneinsatz und zu einer spürbaren Prozessoptimierung.

In einem zweiten Ansatz wurde die klassische Stoffstromanalyse entscheidend verfeinert und so in regionalem bis bundesweitem Maßstab angewandt. Die Belastung österreichischer Gewässer mit bestimmten organischen Komplexbildnern (EDTA, NTA, DTPA) konnte durch die Präsentation der Resultate gegenüber den Hauptverursachern und anschließender Analyse der angewandten Prozesse und Substitutionsmöglichkeiten im Dialog mit den Unternehmen deutlich reduziert werden.

Aufbauend auf den rechtlichen Instrumentarien können sowohl Chemikalien Leasing als auch intelligente Stoffstromanalysen in Kombination mit offenem Dialog und Know How transfer entscheidende Beiträge zur Verbesserung der Gewässergüte leisten.

**Key Words:** Chemikalien, Leasing, Chemiepolitik, UNIDO, Komplexbildner, Gewässerschutz, Wasseraufbereitung, Substitution, Stoffstromanalyse

# 1 Chemikalien-Leasing in der Russischen Föderation

## 1.1 Wofür steht „Chemikalien-Leasing“ (ChL)?

„ChL“ ist ein neues, vom Lebensministerium initiiertes, propagiertes und gefördertes Geschäftsmodell im Bereich der gewerblichen Verwendung von Chemikalien. Dabei werden Chemikalien nicht mehr bloß verkauft, sondern dem Kunden zum Gebrauch zur Verfügung gestellt und gewartet.

Der entscheidende, neue Aspekt bei diesem Geschäftsmodell, der dieses auch von der herkömmlichen Lieferanten - Anwenderbeziehung unterscheidet, liegt darin, die Leistung der Chemikalie zur Basis des Geschäfts zu machen: Diese Leistung, z.B. Lösen, Reinigen, Schmieren, etc. tritt in den Vordergrund und wird auch zur Verrechnungsgrundlage. Bezahlt wird dann nicht mehr nach verkaufter Menge an Chemikalien sondern z.B. nach gereinigter Fläche, behandelter Stückzahl oder geleisteten Betriebsstunden.

Damit liegt ein effizienter Einsatz von Chemikalien im Interesse aller Beteiligten. Durch diese dienstleistungsorientierte Kooperation zwischen einem Chemikalienanbieter und einem Chemikalienanwender wird der Stoffdurchsatz reduziert – es werden Einsparungspotentiale, wie Ressourcen, Kosten, Arbeitsaufwand, Reduktion von Emissionen, realisiert. Das ist die Abkehr vom bislang vorherrschenden „Verkaufsmengen“ - Denken, das nun durch die Ausrichtung auf eine serviceorientierte Leistungserbringung ersetzt wird.

Im Rahmen dieses neuen Modells werden auch Umweltbelastungen vermindert und für die Wirtschaft ergibt sich ein ökonomischer Vorteil, der das Vorurteil, Umweltschutz verursache grundsätzlich zusätzliche Kosten, entkräftet, womit eine klassische „win-win“ Situation geschaffen ist!

Im Schnitt können die Anwender des neuen Geschäftsmodells mit reduzierten Kosten bis zu 15% rechnen, die sich primär aus dem Effizienzgewinn speisen. Aber auch die Anbieter der Stoffe werden mittelfristig davon profitieren können, da sie jetzt auch zusätzlich ihr Know-how gewinnbringend mit einsetzen können.

Damit wird eine nachhaltige Stoffwirtschaft praktiziert, im Rahmen derer werden die mit den einzelnen Dienstleistungen verbundenen Stoffströme quantitativ und qualitativ optimiert.

Vorraussetzung für den Erfolg des Geschäftsmodells sind auch eine faire Aufteilung des lukrierten Einsparungspotentials und eine klare rechtliche Vertragsgestaltung.

### Die Kernaspekte:

- Keine a priori Kollision von effizientem Stoffstrommanagement und wirtschaftlichem Erfolg
- Kein systeminhärentes Interesse an Maximierung des Chemikalienabsatzes – sondern die Umkehrung dessen!
- Ein maßgeschneidertes Geschäftsmodell für REACH – die neue EU - Chemiepolitik
- ChL kombiniert Know-how aus Produkt-Design und Prozess-Design des Herstellers und Anwenders (Chemikalien und Hardware) Beispiele: Metallentfettung, Möbellackierung
- ChL bringt Produktkonzepte aus der Forschung auf den Markt
- Die intensive Kooperation führt zu längerfristigen und belastbareren Geschäftsbeziehungen, zu Ressourceneinsparungen durch verbesserte Effizienz, zu verringerten Emissionen und zu verringertem Risiko.

## **1.2 Vorgeschichte:**

### Studien:

Das Umweltministerium hat im Jahre 2002 zwei Studien finanziert, in denen erhoben wurde, dass bei ca. 4.000 österreichischen Unternehmen dieses Geschäftsmodell anwendbar wäre und dabei in Österreich eine Reduktion um bis zu 53.000 Tonnen Chemikalien jährlich erreicht werden könnte.

### Pilotprojekte:

Die Einführung dieses neuen Geschäftsmodells in die Praxis verlangte jedoch neue Strukturen bei der gewerblichen Anwendung von Chemikalien. Mit einer maßgeschneiderten Förderung wurde die Einführung von „Chemikalien-Leasing“ Modellen in die Praxis betriebsspezifisch begleitet: externe Experten haben ausgewählte Betriebe beraten - das Umweltministerium förderte die Hälfte dieser Beratungskosten. Mehrere solcher Projekte wurden 2004 abgeschlossen und mit ihnen wurden praxistaugliche Referenzlösungen geschaffen, die die Optimierung von Chemikalienströmen aufzeigen und den Umweltnutzen deutlich machen.

### **1.3 Kooperation UNIDO - Lebensministerium:**

Im Rahmen der Zusammenarbeit des Lebensministeriums mit der UNIDO wurden, mit Unterstützung durch das Lebensministerium, in Mexiko, Russland und Ägypten bereits zahlreiche Projekte realisiert. Derzeit starten Projekte in Marokko, Serbien, Kolumbien und Sri Lanka.

Das gemeinsame Projekt läuft im Rahmen des weltweiten “Cleaner Production Programme“ der UNIDO, das derzeit in 40 Ländern aktiv ist, unter dem Namen *„Promotion and implementation of Closing-the-Loops cooperation and business models in the chemical industry“*.

Dieses Programm konzentriert sich grundsätzlich auf die Verbesserung der wirtschaftlichen Produktivität vor allem in Entwicklungs- und Schwellenländern.

Die Cleaner Production Centres der UNIDO in den jeweiligen Ländern fungieren als Projektkoordinatoren, organisieren die Kommunikation zwischen den Beteiligten mit Meetings, Workshops, etc., stellen die nötigen Informationen zur Verfügung und förderte den nationalen und internationalen Support der Projekte.

## 1.4 Pilotprojekt - Wasseraufbereitung in Russland:

### 1.4.1 HENKEL-ERA und ERG

#### *Projektbeschreibung:*

ERG, Spezialist betreffend Abwasserreinigung und Entsorgungsprozesse, organisiert eine service-orientierte Versorgung des Prozesses zur Reinigung von Abwässern bei HENKEL-ERA, einem Produzenten von Leimen für Industrie, Haushalt und Konstruktionsbau, sowie Seifen und Detergentien.

Aufgrund der Expansion der Leimerzeugung hat sich HENKEL-ERA zu einem Chemikalien-Leasing Projekt entschlossen:

ERG liefert die für die Wasseraufbereitung nötigen Chemikalien. Die Abwasserreinigungsanlage ist Eigentum der HENKEL-ERA und wird von ERG betrieben und gewartet. ERA übernimmt auch den sicheren Abtransport und Entsorgung der verbleibenden Verunreinigungen, die nach dem Reinigungsprozess zurückbleiben.

Einsparungen ergaben sich durch signifikante Reduktion der Reaktionsmittel, wie z.B. Eisenchlorid um 50% und Natriumhydroxid und Filtermaterial um 10-15%. Die Einsparungen ergaben sich durch eine Modernisierung des Prozesses und der technischen Ausstattung. Verrechnungsbasis sind die Kubikmeter gereinigtes Abwasser.

#### *Information zum Industriezweig:*

Große Mengen von Leimen, Seifen und Detergentien am Russischen Markt werden entweder importiert oder von Niederlassungen ausländischer Firmen in Russland.

Durch das rasche Wachstum speziell der chemischen Industrie in Russland, durch teilweise veraltete Technik und nunmehr strikten Umweltauflagen in der Abwasserbehandlung ist für derartige Unternehmen ein entsprechend großes Potential vorhanden.

Der Anwender (User), HENKEL-ERA, ist eine Tochtergesellschaft eines weltweit bekannten Unternehmens, das führend ist in der Herstellung von

Leimen, Seifen und Detergentien für Industrie und Haushalt in der Nord-Westlichen Region von Russland. Standort: Tosno (bei St. Petersburg);

Der (Lieferant) Supplier, ERG, ist eine Aktiengesellschaft, spezialisiert auf Abfallentsorgung im industriellen Bereich, Abwasserreinigung, Recycling von Chemikalien, sowie der Entwicklung von umweltfreundlichen regionalen Programmen für die Entsorgung von gefährlichen Abfällen. Das Unternehmen hat großes Know-how in effizientem Waste Management für die verschiedensten Industriebereiche, wie z.B. galvanische Prozesse, Metallurgie und Produktion von organisch-chemischen Produkten und hat in den vergangenen Jahren eine Reihe von innovativen Projekten zur Abwasserreinigung abgeschlossen.

Standort: St. Petersburg

*Prozessbeschreibung:*

Vor der Einführung von Chemikalien-Leasing hat ERG den User HENKEL-ERA mit Chemikalien (Eisen-3-Chlorid, Natriumhydroxid, Filtermaterial, etc.) für die Abwasserreinigung beliefert. Trotzdem war die Abwasserreinigung unbefriedigend, insbesondere im Hinblick auf die Ausweitung der Leimproduktion.

Die Menge gereinigtes Abwasser dient als Zahlungsgrundlage. Beide Unternehmen tragen in diesem Chemikalien-Leasing Projekt zu einer Prozessoptimierung bei.

Eine Umstrukturierung der Abwasserreinigungsanlage verbunden mit einer fortschrittlichen Reinigungstechnologie, beides basierend auf dem Know-how des Suppliers ERG, haben die Qualität der Abwasserreinigung auf ein entsprechendes Level gehoben und eine signifikante Mengenreduktion aller für die Abwasserreinigung eingesetzter Chemikalien verursacht.

*Verrechnungseinheit:*

Als Verrechnungseinheit wurde der Kubikmeter gereinigtes Abwasser festgelegt.

### *Benefits:*

Durch die umfassende Prozessoptimierung konnten die Kosten pro m<sup>3</sup> gereinigtes Abwasser von 27 € auf 13 € gesenkt werden. Die Implementierung der fortschrittlichen Abwasserreinigung ist für den Supplier nur in einem Chemikalien-Leasing Geschäftsmodell profitabel, da die Menge an Chemikalien signifikant reduziert wurde.

Die Installation der Abwasserreinigung hat zu einer Reduktion der Verunreinigungen in den Abwässern der Leimproduktion geführt und die Mengen an gefährlichen Chemikalien konnte drastisch reduziert werden.

### *Erfahrungen:*

In einem Interview mit dem General Director des Suppliers wurde unterstrichen, dass mit der Einführung des Chemikalien-Leasing Modells sowohl ein ökonomischer Profit erzielt werden konnte als auch die Möglichkeit geboten war, Innovationen und Know-how anzuwenden.

Der Deputy Technological Manager des Users gab an, dass auch für sein Unternehmen diese Geschäftsverbindung ökonomische Vorteile hat und dass damit die Probleme mit Umweltauflagen effektiv und rasch gelöst werden konnten, mit denen das Unternehmen vorher zu kämpfen hatte.

#### 1.4.2 State Unitary Enterprise (SUE) „VODOKANAL of St. Petersburg“ and AQUATECSERVICE, Ltd.

### *Projektbeschreibung:*

Der Kontrakt für das Chemikalien-Leasing Projekt wurde im Februar 2008 unterzeichnet.

VODOKANAL, der User, ist einer der größten Wasserversorgungsbetriebe in Russland und hat einen sehr hohen Verbrauch an Chemikalien zur Wasseraufbereitung. Das Chemikalien-Leasing Projekt basiert auf dem Ersatz der gefährlichen durch umweltfreundliche chlorhaltige Chemikalien (flüssiges Chlor durch Natrium Hypochlorit Lösung), der Reduktion der Natriumchloridmengen und der Reduktion des Energieverbrauchs. Der Supplier, AQUATECSERVICE, produziert die Chemikalien für diese Anwendung bei der



Wasseraufbereitung bei VODOKANAL. Die mögliche Verrechnungseinheit ist derzeit noch in Diskussion.

*Benefits:*

Als Ergebnis des Chemikalien-Leasings konnte eine sichere und anhaltende Desinfektion des Wassers erzielt werden. Die Anwendung und damit auch der gefährliche Transport von Chlorgas im Stadtgebiet sind überflüssig geworden, eine 100%ige Dekontaminierung des Wassers kann ohne giftiges Chlorgas erzielt werden. Der Schlamm wird nicht wie vorher deponiert sondern in drei Anlagen zu 100% verbrannt (60 t/Tag). Durch Einsparungen und die Installation einer UV-Behandlung der Wässer konnte die Gesamtmenge der chemischen Reagenzien gesenkt werden. Das Risiko für Störfälle und Unfälle mit Chemikalien wurde gesenkt. Eine Kostenreduktion von 13,3 \$/t auf 8,9 \$/t (ca. 33%) und eine Totaleinsparung von € 1.7 Millionen/Jahr konnte erzielt werden.



**Abbildung 1:** „Wasseraufbereitungsanlage VODOKANAL; St Petersburg, russische Föderation“

#### 1.4.3 FUEL SYSTEMS Ltd. and NEFTECHEM-SERVICE

*Projektbeschreibung:*

Der Kontrakt für das Chemikalien-Leasing Projekt wurde im Oktober 2008 unterzeichnet.

Im Rahmen des Projektes werden Verunreinigungen aus Spülwasser entfernt.

FUEL Systems Ltd., der User, ist ein führender Hersteller von Zubehör für Treibstoffanlagen für Benzinmotoren, Treibstoffpumpen, Pumpen für Kühlsysteme, etc..

NEFTECHEM-SERVICE, der Supplier, stellt das Service der Reinigungsanlagen und auch die Technologie zur Verfügung.

*Benefits:*

Einsparungen von 20% beim Wasserverbrauch durch Rückführungen in den Wasserkreislauf und damit direkte Einsparungen von 300.000 Rubel/Jahr (11.100\$). Optimierungen und Effizienzsteigerungen beim Prozeß und damit Einsparungen beim Ölverbrauch, Kostenreduktionen bei Wartung und Personal, Einsparungen bei Strafgeldern und Abgaben von ca. 500 \$/Monat. Jährliche Einsparungen durch die Reduktion toxischer Chemikalien von ca. 20% (150.000 \$/Jahr),

Mengenreduktion bei den Deponierungen, Reduktionen bei Chemikalien, Rohmaterialien, Energieverbrauch wie auch bei Emissionen und Abfall.

Ein Monitoringvertrag sichert eine längerdauernde Zusammenarbeit und garantiert eine gleichbleibend hohe Qualität. Die Investitionen betragen 1,800.000 Rubel (65.000\$) und das Projekt läuft 2 Jahre.

*Verrechnungseinheit:*

Steht noch nicht fest; es wird mit großer Wahrscheinlichkeit der "natural index" sein, das ist 1m<sup>3</sup> gereinigtes Wasser.

## **1.5 In Diskussion: Weitere Chemikalien-Leasing Projekte im Bereich der Abwasserreinigung**

### **1.5.1 Service company POLICHIM und Autowasch-Stationen der PTK (St. Petersburg Fuel Company)**

POLICHIM liefert modifizierte Aktivkohle zur Entfernung organischer Verunreinigungen aus Abwässern. Die PTK hat mehr als 20 Autowasch-Stationen in St. Petersburg und es wird derzeit die Möglichkeit geprüft, diesen

Geschäftsvorgang im Rahmen eines Chemikalien-Leasing Modells durchzuführen.

Eine Zusage für ein Chemikalien-Leasing seitens POLICHIM gegenüber dem Cleaner Production Center wurde bereits gegeben. Die Unterzeichnung des endgültigen Vertrages ist noch in Diskussion.

## **2 „Verminderung der Emission schwerabbaubarer Komplexbildner in Österreich“**

**Projekt des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Kooperation mit den Bundesländern Kärnten, Oberösterreich und der Steiermark**

**Projektdurchführung: ECOTEC München, Institut für chemisch-technische und ökonomische Forschung und Beratung**

### **2.1 Einführung:**

Komplexbildner haben die Eigenschaft, mit Metallen (Schwermetallen) wasserlösliche Verbindungen zu bilden. Sie werden daher in zahlreichen Branchen und Produkten eingesetzt und zumeist mit dem Abwasser abgegeben. Die Industriezweige, in denen sie hauptsächlich eingesetzt werden sind die Papier- und Zellstoffindustrie, Wasch- und Reinigungsmittelerzeugung sowie die Kosmetikbranche. Dabei bewirken diese Stoffe eine Optimierung z.B. der Bleichwirkung oder der Reinigungsleistung.

Die am häufigsten eingesetzten Komplexbildner sind EDTA (Ethyldiamintetraessigsäure), NTA (Nitrilotriessigsäure), DTPA (Diethylentriaminpentaessigsäure), und PDTA (1,3-Propyldiamintetraessigsäure) und diese belasten vor allem aufgrund ihrer chemischen Stabilität (Ausnahme NTA) die Gewässer und können über das Trinkwasser und über spezielle Produkte auch in den Nahrungskreislauf gelangen.

Sie gelten als ökologisch bedenklich. EDTA, DTPA, NTA und PDTA sind in Wassergefährdungsklasse 2 (wassergefährdend) eingestuft. EDTA und NTA sind in Deutschland unter den 20 gewässerrelevanten, gefährlichen Stoffen zu finden.

Beide Stoffe sind im österreichischen Bericht über die Umsetzung der Richtlinie 76/464/EG - gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern - als „relevant“ eingestuft. Im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie hat Österreich mit der Qualitätszielverordnung (QZV Chemie OG) BGBl. II 96/2006, die am 1. April 2006 in Kraft getreten ist, Umweltqualitätsnormen festgelegt, u.a. für EDTA und NTA mit jeweils 50 µg/l.

EDTA und NTA wurden im Rahmen der Chemikaliengesetzgebung der EU (VO 793/93/EG – EU-Risikobewertung für Chemikalien als „Prioritätenstoffe“ identifiziert und entsprechenden Risikobewertungen durchgeführt.

Für EDTA ergab die Risikobewertung ein Risiko für die aquatische Umwelt aus verschiedenen Anwendungsbereichen und die daraus folgende Empfehlung, in betroffenen Flusseinzugsgebieten entsprechende Managementmaßnahmen, z.B. Umweltqualitätsnormen, zu setzen.

NTA wurde in der BRD mit R 40 (Verdacht auf krebserzeugende Wirkung) eingestuft.

Für eine Minderung des Eintrages dieser Stoffe in die Umwelt ist die Kenntnis über Herkunftsbereiche nach Branchen/Prozessstufen und von Stoffströmen in den Umwelt-Medien wichtig. Dies kann nur über einen bilanzierenden Materialfluss erreicht werden. Dieser bilanzierende Materialfluss zeigt den Weg der Frachten über die einzelnen Stoffstromstationen bis zu Ihrer Herkunft nach Anwendungsbereichen der Komplexbildner (z.B. Zellstoffindustrie, Photoindustrie, Haushalte).

### **Problemlage:**

- Breiter Einsatz von schwer abbaubaren Komplexbildnern (SAK), ubiquitäre Verbreitung
- Emissionsmenge 2006: rd. 686 t/a Komplexbildner in Österreich von Betrieben über den Wasserpfad emittiert worden; weitere rund 71 t/a stammen aus den Haushalten.
- Immissionsmenge 2006: 236 t/a; rund 52% davon sind die SAK's

- Eintrag von 5 t Komplexbildnern ins Grundwasser, eine Nettomenge, die sich im Grundwasser akkumuliert und zeitversetzt abgebaut wird (bei EDTA sehr langsam und schneller bei NTA).
- Minderungspotenziale vorhanden, nur z.T. bekannt, aber nicht bewertet, quantifiziert und strukturiert: Für die verschiedenen Minderungsmöglichkeiten sind Bewertungen und Quantifizierungen sowie die strukturierte Zuordnung zu den Stoffstromstationen bzw. Anwendungsbereichen überwiegend nicht verfügbar, so dass für die Anwender ein nennenswertes Informationsdefizit besteht, um sachgerechte Entscheidungen treffen zu können.
- Bildung persistenter Metabolite von rd. 30 t: Als relevantes Abbauprodukt der Komplexbildner EDTA und DTPA wird der Metabolit KPDA/ED3A in den Gewässern als persistent beschrieben.

## 2.2 Anwendungsbereiche:

**Tabelle 1:** Ecotec München

Anwendungsbereiche	verwendete Komplexbildner			
	EDTA	NTA	DTPA	PDTA
Papierherzeugung / -verarbeitung	x	x	x	
Entfernung / Verhinderung von Ablagerungen	x	x	x	
Waschen / Reinigen / Desinfizieren	x	x	x	
Film- und Papierentwicklung	x	x	x	x
Oberflächenbehandlung / -veredelung	x	x	x	
Textil- / Lederheredelung	x	x	x	
Synthese / Fermentation	x		x	
Pflanzenwachstum / -schutz	x		x	
Abluftreinigung <sup>1)</sup>	x			
Altlastensanierung	x			
medizinische Anwendungen / Laboratorien	x			

### 2.3 Handlungsbedarf: Ökologisch begründet

- Eutrophierung der Gewässer durch Algenwachstum: Erhöhung des Algenwachstums möglich, wenn EDTA-Konzentration >10 µg/l
- Rücklösung von Schwermetallen aus dem Sediment: Nur bei EDTA-Konzentrationen 100 µg/l und stehenden Gewässern besteht die Gefahr der Rücklösung von Schwermetallen
- NTA in der BRD mit R 40 eingestuft
- DTPA wassergefährdend/umweltgefährlich; R51/53 Kennzeichnung „N“; WGK 2 für Säure und Na-Salz (D)
- Weiters werden Abbauprodukte von EDTA/DTPA, z.B. KPDA, als persistent in aquatischen Ökosystemen gekennzeichnet.

### 2.4 Die Komplexbildner im Einzelnen:

Tabelle 2:

Aminopolycarbonsäuren		Hydroxyethylaminopolycarbonsäuren	
<i>EDTA</i>	Ethylendiamintetraessigsäure	<i>HEDTA</i>	Hydroxyethylethylendiamintriessigsäure
<i>DTPA</i>	Diethylentriaminpentaessigsäure	<i>Quadrol</i>	N,N,N',N'-Tetrakis (2-hydroxyisopropyl) ethylendiamin
<i>NTA</i>	Nitrilotriessigsäure	<i>HEIDA</i>	N-(2-Hydroxyethyl) iminodiessigsäure
<i>1,3-PDPA</i>	1,3-Propylendiamintetraessigsäure	<i>DHEG</i>	N,N-Di (hydroxyethyl) glycin
<i>ADA</i>	β-Alanindiessigsäure		
<i>MGDA</i>	Methylglycindiessigsäure		

Aus den 10 einbezogenen Komplexbildnern wurden vier ausgewählt, drei davon sind schwer abbaubar: EDTA, DTPA und 1,3-PDPA. Zusätzlich wurde noch das

leichter abbaubare NTA ausgewählt, da es in einigen Bereichen ein Substitutionsprodukt für EDTA ist.

Auswahlkriterien waren grundsätzlich:

- niedrige biologische Abbaubarkeit
- Vorkommen in der Umwelt nachweisbar
- Messverfahren verfügbar

EDTA-Effekte:

- Eutrophierung der Gewässer durch Algenwachstum
  - Erhöhung der Bioverfügbarkeit von Spurenelementen, Bildung von Komplexen mit essentiellen Spurenelementen (z.B. Cu, Zn, Fe)
  - Reduzierung der Wachstumshemmung durch limitierende Schwermetalle: Bildung von Komplexen mit limitierenden Schwermetallen – speziell mit Cu; Massenentwicklung (Algenblüte) gewisser Algenspezies möglich
  - Erhöhung der Bioverfügbarkeit von Phosphaten, Bildung von Fe<sup>3+</sup>-EDTA Komplexen aus unlöslichen Eisenphosphaten (experimenteller Nachweis); Phosphate werden löslich und damit bioverfügbar
  - Erhöhung der Bioverfügbarkeit von Stickstoff; Aminopolycarbonsäuren als pot. N-Quelle nach Mineralisierung; aufgrund schlechter Abbaubarkeit kein nennenswerter Konzentrationsanstieg zu erwarten
- Rücklösung von Schwermetallen aus dem Sediment

DTPA:

- Wassergefährdend / Umweltgefährlich, (R51/R53 = Giftig für Wasserorganismen, kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben)

### NTA:

- Das Bundesgesundheitsamt hat aus trinkwasser- und gewässerhygienischen Gründen für NTA einen Leitwert von 20 µg/l für Flüsse vorgeschlagen. Erfahrungsgemäß liegt die Konzentration von NTA im Trinkwasser i.d.R. nicht über 3 µg/l. Die aquatische Toxizität von NTA liegt bei Fischen und Daphnien im Bereich 80-1.000mg/l (LC50- bzw. EC50-Werte) und ist abhängig von der Wasserhärte. NTA wurde in die WGK 2 eingestuft.

### **2.5 Weitere Gründe:**

- Druck der Öffentlichkeit zu erwarten durch Belastung der Ressource Wasser
  - Grundwasser mit Komplexbildnern und deren Metaboliten potenziell belastet (Konzentrationen mit bis zu 100 µg/l feststellbar – z.B. Baden-Württemberg Grundwasser-Überwachungsprogramm mit 2131 Messstellen, davon 800 positiv)
  - Kontamination des Trinkwassers
- Informationsdefizite bei den Anwendern bzgl. Komplexbildnereinsatz
  - Nach Auskunft von Unternehmen der Papierindustrie kein Einsatz, aber gemessene Frachten (z.B. rd. 1 t/a).
  - Hauptbranchen: Leder, Textil, Papier, Lebensmittel; häufig Überdosierung
- „Komplexe“ Komplexbildner – Lösungsprobleme
  - Versuche in Deutschland bzgl. EDTA über ca. 10 a mit nicht ausreichendem Erfolg
  - Derzeit wird noch kein konsistentes Konzept angewandt (Deutschland-, EU-weit)
  - Pilotrolle Österreich, erstes EU-Land mit realisierter Bilanz
- Erprobte Methodik anwendbar für andere Stoffe
  - Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie
  - Weitere gefährliche Stoffe



## 2.6 Das Projekt:

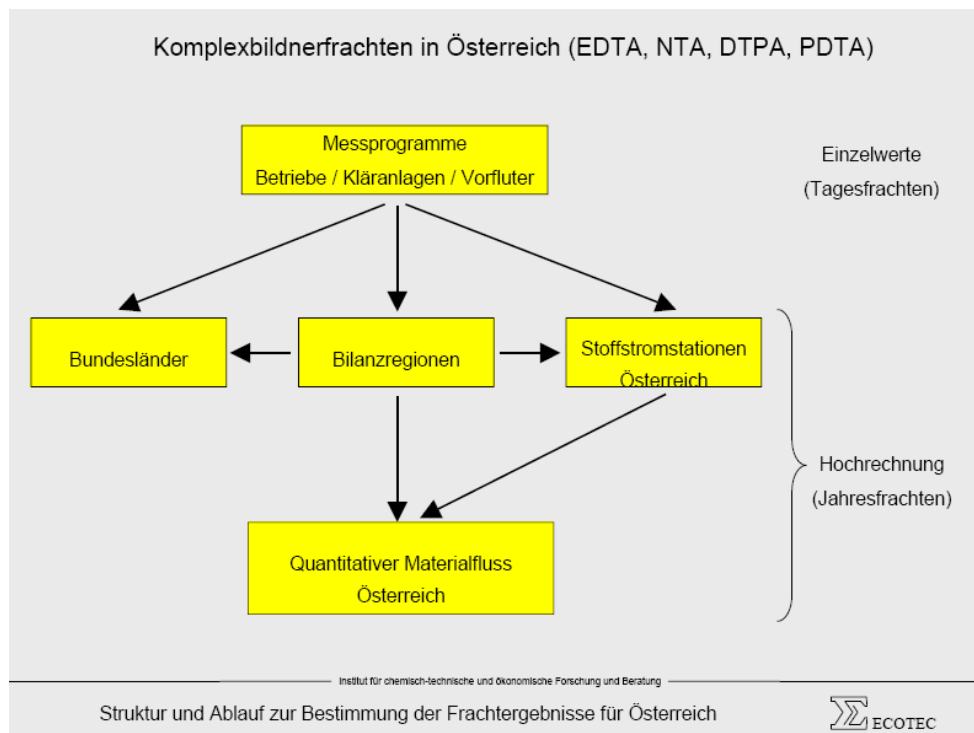
Im Rahmen des Projektes konnte erstmals für ein Land der EU sowohl eine vollständige Materialfluss-Bilanz mit Quantifizierung der Ströme von den Quellen bis zu den Senken für die vier wichtigen Komplexbildner (EDTA, NTA, DTPA, PDTA) vorgelegt als auch die Minderungspotenziale und die damit maximal erreichbare Gewässerentlastung bestimmt werden.

## 2.7 Methodik: Materialflussbilanz 2002

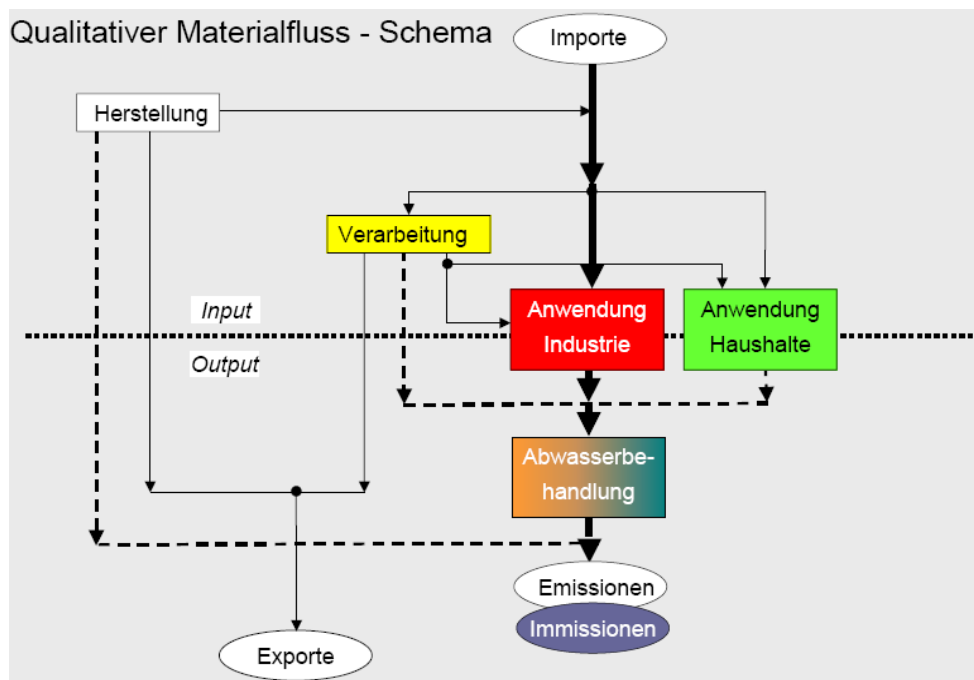
Es stand ein Kontingent von 260 Probenahmen/Messungen zur Verfügung. Um mit diesen Ressourcen eine maximale Repräsentativität der bundesweiten Materialflüsse der vier ausgewählten Komplexbildner zu erreichen, war eine strenge Schwerpunktbildung auf Hauptströme und -stationen unter Nutzung aller Möglichkeiten der Ergebniskontrolle, welche die bilanzierende Materialflussanalyse bietet, unabdingbar.

Aufbauend auf der Struktur der Flussgebiete nach Hydrographiegesetz wurden schwerpunktbezogen einerseits Flussgebiete zu Hauptflussgebieten (Flussgebiete 3, 4, 5 → HFG Inn) bzw. Bilanzregionen zusammengefasst (Flussgebiete 9 und 10, ohne Moldau → BR Donau NÖ) und andererseits Flussgebiete weiter in Bilanzregionen differenziert (Rhein → BR Rhein und BR Bodensee). Die Bilanzregionen wurden so gewählt, dass spezielle Einflüsse (z.B. Komplexbildnerfrachten aus D, H) nur in einer Bilanzregion auftreten. Durch die separate Betrachtung einer Bilanzregion kann erreicht werden, dass Unsicherheiten nicht auf das Gesamtergebnis durchschlagen.

Es wurden insgesamt **26 Kläranlagen, 43 Betriebe, 30 Messstellen in Vorflutern und 5 Messstellen in Sammelkanalisationen** erfasst. Im Zeitraum vom 02.09.2002 bis 26.11.2002 sind bei den ausgewählten Betrieben, in Kanalisationen, bei Kläranlagen und in Vorflutern insgesamt 239 Probenahmen durchgeführt worden. Probenahme und Analytik wurde durch die Umweltbundesamt GmbH durchgeführt.



**Abbildung 2:** Ecotec München



**Abbildung 3:** Ecotec München

## 2.8 Aktualisierung von 2002 auf 2006

Die Basis für die Aktualisierung von 2002 auf 2006 bildet die Materialfluss-Bilanz 2002 auf

Bundesebene mit der quantifizierten Immissionsfracht von insgesamt 357 t, der zugehörigen

Emissionsfracht und der detaillierten Struktur des Materialflusses.

- Alle mit konkreten Werten nachgewiesenen Änderungen wurden berücksichtigt und mit ihren Frachten in die Struktur des Materialflusses eingerechnet mit Bestimmung der korrelierten Emissions- und Immissionsfrachten (z.B. per Messung, Einzelangaben zu Umstellung bzw. Betriebsschließungen, Inbetriebnahme der HKA Wien in 2005).
- Zur Absicherung der Entwicklung der Immissionsfrachten in Kärnten, Oberösterreich und der Steiermark von 2002 auf 2006 wurden die Abläufe der jeweils wichtigsten kommunalen Kläranlage der Bundesländer (Kärnten: ARA Klagenfurt, Oberösterreich: RKA Linz-Asten, Steiermark: ARA Graz-Gössendorf, ARA Gratkorn-Gratwein) in die Probenahme 2006 mit einbezogen.
- Aus den Expertengesprächen und weiteren Informationen zum Komplexbildnereinsatz wurden Trendaussagen für die Entwicklung der Immissionsfracht von 2004 auf 2006 abgeleitet.
- Die quantifizierten Emissions- und Immissionsfrachten 2006 wurden zusätzlich mit den Trendaussagen zum Absatz der Komplexbildner korreliert und verifiziert. Damit konnte dann eine aktualisierte Basis für die Bestimmung der Minderungspotenziale zugrunde gelegt werden.

**Anhand der detaillierten Materialfluss-Bilanz können selbst nur punktuell vorhandene Werte in einem Gesamtzusammenhang bewertet, für eine Aktualisierung genutzt und damit entscheidungsorientierte Ergebnisse geliefert werden, die zudem Hinweise zu einer effizienten Messstrategie geben.**

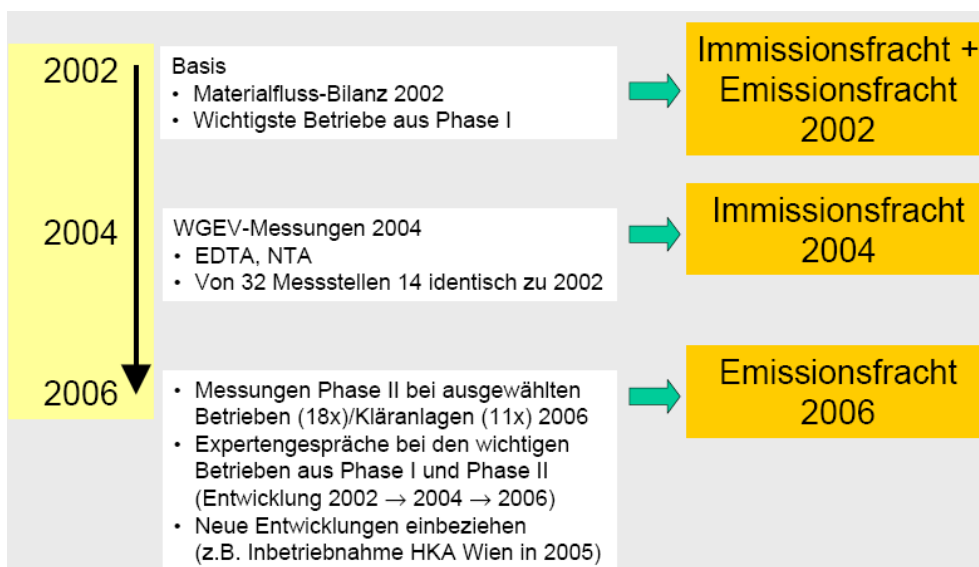


Abbildung 4: Ecotec München

## 2.9 Entwicklung 2002 bis 2006 Immissionsfracht der Komplexbildner EDTA, DPDA und NTA

Es zeigt sich eine signifikante Reduktion der EDTA- und NTA-Immissionsfrachten, die zu einem großen Teil auf Betriebsschließungen, Substitutionen und Prozessoptimierungen beruht. Bei NTA zeigt sich zusätzlich der Einfluss verbesserter Minderungsleistung der HKA Wien (neu) seit deren Inbetriebnahme 2005.

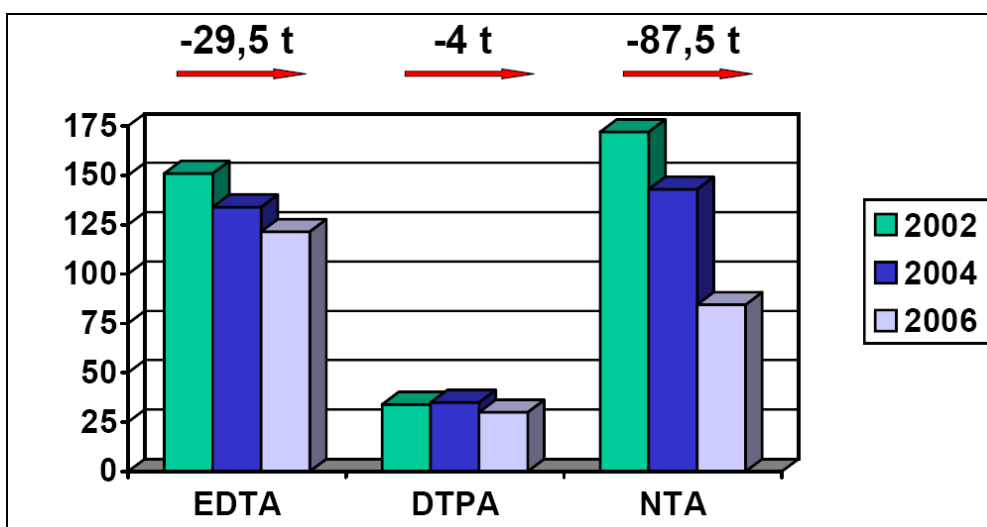


Abbildung 5: Ecotec München

## 2.10 Materialfluss-Bilanz der Komplexbildner in Österreich 2006

Die ergänzten Ergebnisse dokumentieren, dass in Österreich diese Stoffe weiterhin in einem großen Umfang eingesetzt werden und in die Umwelt gelangen: Im Jahr 2006 wurden nach Österreich rund 1.300 t der vier Komplexbildner (EDTA, NTA, DTPA, PDTA) als Rohstoffe oder in Produkten importiert. Der größte Teil (rd. 1.165 t) wurde in den verschiedensten Anwendungsbereichen der Industrie eingesetzt. Rund 74 t wurden in den Haushalten z.B. als Reinigungsmittel verwendet (= Inputmengen). Diese Einsatzmengen gelangen fast vollständig als Emissionen in das Abwasser.

Im Jahr 2006 sind rd. 686 t Komplexbildner in Österreich von Betrieben über den Wasserpfad emittiert worden. Die Mengen stammen von Direkt- und Indirekteinleitern aus der Industrie (44 t + 634 t + 5 t) und „Sonstige“ (Abfallbehandlung, Deponie = 3 t). Weitere rund 71 t (61 t + 10 t) stammen aus den Haushalten. Die in die öffentlichen Kanalisationsnetze eingeleiteten Frachten gelangen in die kommunalen Kläranlagen, wo nur ein Teil der Komplexbildner eliminiert werden kann. Gleiches gilt für die industriellen Behandlungsanlagen. Im Endergebnis können somit als Jahresfracht noch 236 t der anthropogenen Stoffe in den österreichischen Gewässern bestimmt werden (=Immissionsfracht). Sie stammt ausschließlich von den Emittenten in Österreich. Rund 52% davon sind die schwer abbaubaren Stoffe EDTA, DTPA und PDTA. Zusätzlich gelangen – nach einer ersten Schätzung – jährlich etwa 5 t der Komplexbildner in das Grundwasser und damit potenziell in den Trinkwasser-Kreislauf.

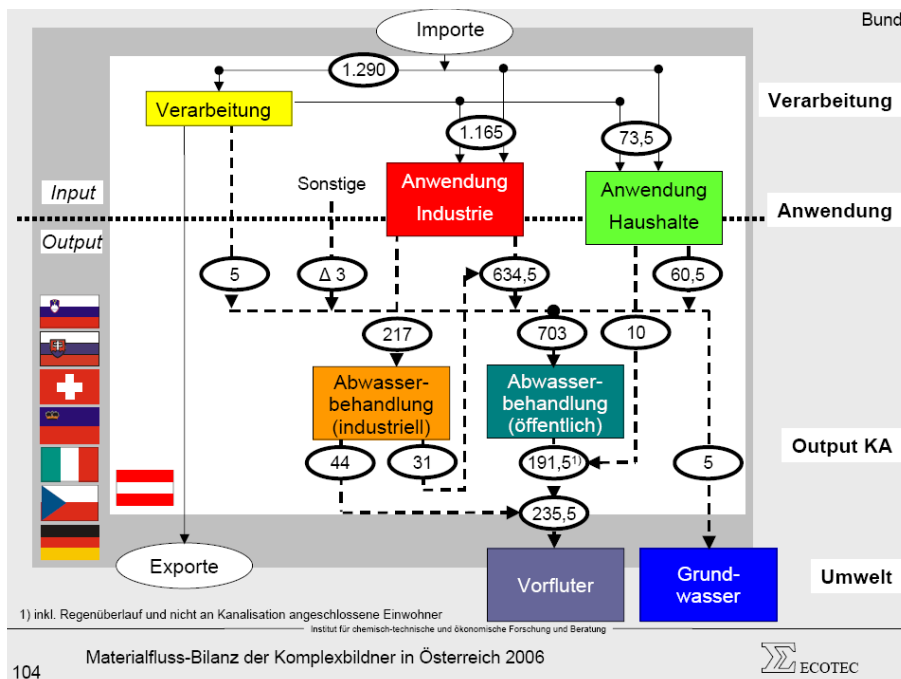


Abbildung 6: Ecotec München

## 2.11 Aufteilung der Immissionsfrachten auf die Bundesländer:

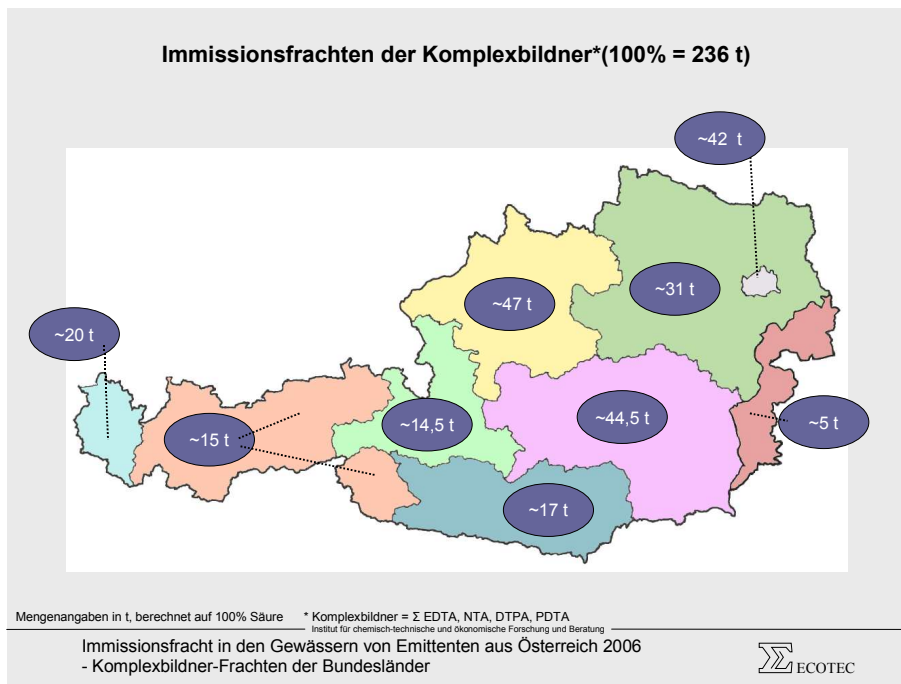


Abbildung 7: Ecotec München

## 2.12 Verfügbare Minderungsverfahren

Tabelle 3: Ecotec München

Anwendungsbereiche	Minderungsmöglichkeiten			
	Substitutions- produkte	Prozess- optimierung	Recycling- anlagen	Behandlungs- techniken
Papierherzeugung/ -verarbeitung	✓	✓		✓
Entfernung / Verhinderung von Ablagerungen	✓	✓		✓
Waschen / Reinigen / Desinfizieren	✓	✓		✓
Oberflächenbehandlung/ -veredelung	✓	✓	✓	✓
Textil- /Lederveredelung	✓	✓		✓
Film- und Papierentwicklung	✓	✓		✓
Pflanzenwachstum/ -schutz	✓	✓		

### „Substitution“ (reduziert Einsatzmenge und Emission)

Aus den vielen, in der Praxis nur zum Teil bekannten Komplexbildnern, sind anwendungsspezifische Substitutionsprodukte ausgewählt worden, welche ordnungsgemäß sind, mindestens dieselbe technische Leistungsfähigkeit wie die bereits eingesetzten Stoffe haben und ökonomisch vertretbar sind. Gemäß dem Ziel der Reduzierung der Emission schwer abbaubarer Komplexbildner muss der Stoff zusätzlich ein besseres ökologisches Profil aufweisen.

### „Prozessoptimierung“ (reduziert Einsatzmenge und Emission)

Die dargestellten Prozessoptimierungen dienen dazu, die Verluste der eingesetzten Rohstoffe zu minimieren und dadurch die Emissionen zu reduzieren. Dies wird oft bereits durch relativ kleine Eingriffe in den Produktionsfluss erreicht, da häufig noch einfache Verbesserungen möglich sind, die dann auch zu Kosteneinsparungen führen können.

### „Recycling“ (reduziert Einsatzmenge und Emission)

Es sind Kriterien entwickelt worden, mit denen die Leistung einer Recyclinganlage bestimmt werden kann. Recyclinganlagen sollen bei vertretbarem Aufwand die Komplexbildner zu einem möglichst hohen Anteil

zurückgewinnen. Dies ist jedoch nur bei ausreichend hohen Konzentrationen der Stoffe im Abwasser möglich. Somit ist häufig das Aufkonzentrieren des Abwassers (durch Eindampfen, Umkehrosmose, etc.) nötig. Das führt dazu, dass Recyclinganlagen oft als ökonomisch unzumutbar eingestuft werden.

### „Behandlung“ (reduziert Emission)

Anhand der wichtigen Leistungsmerkmale der verfügbaren Behandlungsanlagen ist ein übergreifender Vergleich möglich. Mit den Behandlungsanlagen stehen grundsätzlich „end-of-pipe“-Techniken zur Verfügung, die zwar generell zusätzliche Kosten verursachen, dafür aber den Eingriff in die bestehende Produktion auf ein Mindestmaß beschränken.

Die schrittweise Potenzialbestimmung (bestgeeignete Maßnahme zuerst) legt diese Abfolge zugrunde und liefert somit eine vorteilhafte und umfassende Quantifizierung der Minderungspotenziale. Zugleich ist damit auch für die Umsetzung eine gestufte Realisierung möglich geworden (z.B. integrierte Maßnahmen zuerst).

## **2.13 Verfügbares Minderungspotential**

Die Schwerpunkte der Emissionsminderung befinden sich in den Anwendungsbereichen „Waschen/Reinigen/Desinfizieren“ und „Papiererzeugung/-verarbeitung“. Insgesamt könnte die Emissionsmenge der schwer abbaubaren Komplexbildner um rd. 44% (Substitution, Behandlung) und die von NTA um rd. 50% (Substitution) reduziert werden.

Für rund 22% der Potenziale bei den schwer abbaubaren Komplexbildnern könnte die Umsetzung direkt durch Vollzugsintensivierung (Umsetzung von Minderungspotenzialen durch Regelung - z.B. AEVs ) unterstützt werden, mit einem Schwerpunkt im Anwendungsbereich „Papiererzeugung/-verarbeitung“, da hier direkt anwendbare Regelungen für spezielle Maßnahmen vorhanden sind. Der überwiegende Teil der Potenziale (rd. 78%) kann nur durch „freiwillige“ Umsetzung (Unterstützung der Anwender durch Workshops, Informationsveranstaltungen und Leitfaden zur Potenzialumsetzung - „best practice diffusion“) initiiert werden, vorwiegend in den Anwendungsbereichen „Papiererzeugung/-verarbeitung“ (für weitergehende Maßnahmen) und „Waschen/Reinigen/ Desinfizieren“.



## 2.14 Instrumente zur Potenzialumsetzung in der Akteurskette

Die drei wichtigsten Instrumente zur Potenzialumsetzung sind:

- *Einzel-Workshops „W“ („Referenzlösungen“)*

Dabei wird mit geeigneten Anwendern eine entscheidungsorientierte Basis zur Etablierung einer Referenzlösung gemeinsam erarbeitet und unterstützend begleitet.

- *Informationsveranstaltungen „I“ („Breiten-Umsetzung“ bei mittelständischen Betrieben)*

Für eine erste Breitenwirkung bei ausgewählten, mittelständischen Betrieben werden die Referenzlösungen betriebsspezifisch angepasst und zur Entscheidungsvorbereitung den Teilnehmern auf einer Informationsveranstaltung erläutert.

- *Leitfaden „L“ („Breiten-Umsetzung“ bei Kleinbetrieben/Unterstützung zur Selbsthilfe)*

Für die zahlreichen Kleinanwender werden die zuvor erarbeiteten Praxislösungen branchenspezifisch angepasst und entscheidungsorientiert in einem Leitfaden als Hilfe zur Selbsthilfe zur Verfügung gestellt.

Die ergänzende Unterstützung seitens der Fachbehörden, z.B. durch „gezielte“ Anfragen nach der Begründung des Einsatzes der Stoffe, würde die Sensibilität der Akteure für anstehende Entscheidungen und damit den Umsetzungsprozess fördern.

Die aufgezeigten Minderungspotenziale mit den dazu geeigneten Minderungs- und Umsetzungsmöglichkeiten eröffnen damit die Gestaltungsmöglichkeiten zur Verbesserung der Umweltsituation in Österreich. Sie können in unterschiedlichem Umfang umgesetzt werden, was unterschiedliche Konsequenzen hat. Es lassen sich verschiedene Szenarien angeben, die sich stufenweise durch den Grad der Umsetzung der Potenziale unterscheiden. Damit wird deutlich, welcher Aufgabenumfang notwendig ist, um bei der aktuellen Immissionsfracht (2006) von rd. 152 t/a SAK bzw. rd. 236 t/a (SAK + NTA) eine bestimmte Entlastung der Umwelt zu erreichen.

Wenn die aufgezeigten Potenziale vollständig umgesetzt werden, kann bis zum Zeitraum von 2010 bis 2015 die Immissionsfracht an schwer abbaubaren Komplexbildnern, die von österreichischen Emittenten herrührt, um rd. 72% reduziert werden.

### 3 Literatur

#### Bibliography

- Ayres, R. (1989): Industrial metabolism. In: Ausubel, J. (ed) Technology and environment. National Academy Press, Washington, D.C.
- Behrens, A. (2004): Environmental Policy Instruments for dematerialisation of the European Union. SERI Background Papers No 7. Sustainable Europe Research Institute, Vienna
- DECISION No 1600/2002/EC of the European Parliament and of the Council of 22 July 2002 laying down the Sixth Community Environment Action Programme, 10.9.2002 Official Journal of the European Communities L 242/1
- EUROSTAT (2001): Economy-wide material flow accounts and derived indicators. A methodological guide. Statistical Office of the European Union, Luxembourg
- Giljum, S. (2006): Material flow-based indicators for evaluation of eco-efficiency and dematerialisation policies. In: Lawn, P. (ed) Sustainability indicators in Ecological Economics. Edward Elgar, Cheltenham
- Giljum, S., Eisenmenger, N. (2004): North-South trade and the distribution of environmental goods and burdens: a biophysical perspective. Journal of Environment and Development 13 (1): 73-100
- Giljum, S., Hak T., Hinterberger, F., Kovanda, J. (2005): Environmental governance in the European Union: strategies and instruments for absolute decoupling. International Journal for Sustainable Development 8 (1/2): 31-46
- Hafner G., Jakl T., Loibl G. (2002): Conference conclusions by the chairs. In: Freytag E., Jakl T., Loibl G., Wittmann M. (ed) The role of precaution in chemicals policy. Favorita Papers, Diplomatic Academy of Vienna
- Hinterberger, F., Hammer, M., Luks, F., Omann, I., Stewen, M., Stocker, A., Hutterer, H., Strigl, A., Schmidt-Bleek, F. (2004): Eco-Efficient Innovation. State of the Art and Policy Recommendations. Paper for the Informal Environment Council on the 16-18 July 2004 in Maastricht

- Jacobsson, N. (2006): Emerging product strategies - selling services of remanufactured products (IIIEE Dissertation 2000: 6). Lund University, Sweden
- Jakl, T., Joas R., Nolte R., Schott R., Windsperger A. (2004): Chemical Leasing – An intelligent and integrated business model with a view to sustainable development in materials management. Springer, Wien New York
- Jakl, T., Schwager, P. (2008): Chemical Leasing goes global; selling services instead of barrels: A win-win model for Environment and Industry. Springer Wien New York
- Joas, R., Schott R. (2004): R: Promoting and inhibiting factors. chap. 8, op. cit.
- Mont, O. (2001): Introducing and developing a Product-Service System (PSS) concept in Sweden (IIIEE Reports 2001: 6). The International Institute for Industrial Environmental Economics, Lund University, Sweden
- Nolte, R. (2004a): The six key questions on Chemical Leasing. chap. 2, op. cit.
- Nolte, R. (2004b): Chemical Leasing in Austria. chap. 6, op. cit.
- OECD (2004): Recommendation on material flows and resource productivity. Adopted by the OECD Council on 21 April 2004. No. OECD, Paris
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development, Environment Directorate, 13-Dec-2004, ENV/JM/MONO(2004)28/PART1, Series on Risk Management No 17, “Workshop on experiences and perspectives of service-oriented strategies in the chemicals industry and related areas”, Vienna, Austria, 13-14 November 2003, Part I: Summary and conclusions
- Oldham, J., James, P., Shaw, B. (2003): Delivering resource productivity: the service solution. Green Alliance, London
- Perthen-Palmisano, B., Jakl, T. (2004): Chemical Leasing - cooperative business models for sustainable chemicals management; Science and Pollution Research (Volume 12, No 1 / January 2005 economed publishers), Landsberg, Tokyo Mumbai Seoul Melbourne Paris
- Pranshu, S. (2003): Transition to chemical management services, opportunities, barriers and drawbacks in a European Context (IIIEE Master’s Theses 2003: XX). The International Institute for Industrial Environmental Economics, Lund University, Sweden
- REGULATION (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC, 29.5.2007 Official Journal of the European Union L 136/3

Spangenberg, J., Lorek, S. (2002): Environmentally sustainable household consumption: from aggregate environmental pressures to priority fields of action. *Ecological Economics* 43 (2-3): 127-140

UBA (2004): UBA-Germany, Report on the International Workshop on Sustainable Chemistry. Dessau 27 to 29 January 2004, Session V. Implementation  
<<http://www.sustainable-chemistry.com/download/GESAMTREPORT.pdf>>

UNIDO (2004): UNIDO, UNIDO Information Document on Cleaner Production (BAT/BEP) for SAICM PrepCom 2, Vienna, 9 June 2004 SAICM/PrepCom.2/INF/4

Windsperger, A. (2004): The variants of Chemical Leasing. chap. 4, op. cit.

Korrespondenz an:

Mag. Dr. Thomas Jakl  
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft  
Tel: +43 51522 2330  
Fax: +43 51522 7334  
Mail: [thomas.jakl@lebensministerium.at](mailto:thomas.jakl@lebensministerium.at)

# Spurenstoffe – Eintragspfade, Bewertung und Maßnahmen aus Sicht des Ruhrverbandes als Betreiber

Harro Bode, Thomas Grünebaum, Ralf Klopp, Norbert Jardin

Ruhrverband, Essen, Deutschland

**Abstract:** Durch die enge Verknüpfung zwischen Abwasserreinigung und Trinkwassergewinnung im Ruhreinzugsgebiet hat sich in den letzten Jahren eine intensive Diskussion zur Spurenstoffelimination entwickelt. Trinkwasserrelevante Spurenstoffe gelangen über unterschiedliche Eintragspfade in die Ruhr und finden sich teilweise im Rohwasser der Trinkwasseraufbereitung wieder, allerdings werden die gesundheitlichen Orientierungswerte als Vorsorgewerte nur in wenigen Fällen überschritten. Dennoch wird zur langfristigen Sicherung der Trinkwasserqualität eine Verminderung des Spurenstoffeintrags bzw. eine weitergehende Aufbereitung des Trink- bzw. des Abwassers erwogen. Hierbei scheint aber weder eine ausschließliche Konzentration auf zusätzliche Behandlungstechnologien bei der Trinkwassergewinnung noch eine flächendeckende weitergehende Abwasserbehandlung sinnvoll zu sein. Vielmehr ist es notwendig, in einer ganzheitlichen Betrachtungsweise alle Akteure in einen Diskussionsprozess einzubinden, um eine wissenschaftlich nachvollziehbare und öffentlich kommunizierbare Risikobewertung zu erreichen, die dann Basis für weitergehende Maßnahmen an den Stellen sein kann, an denen der größte Nutzen unter Bezug auf die zu formulierenden Ziele erreicht wird.

**Key Words:** Spurenstoffe, Spurenstoffbewertung, Abwasserreinigung

## 1 Einleitung

Unter Spurenstoffen werden üblicherweise Inhaltsstoffe von Abwasser, Trinkwasser und Gewässern im Konzentrationsbereich kleiner 1 mg/l verstanden. Besonderes Augenmerk gilt denjenigen Spurenstoffen, bei denen in diesem Konzentrationsbereich eine negative Wirkung auf die Menschen oder die (belebte) Umwelt befürchtet werden muss. Diese negative Wirkung muss dabei nicht zwangsläufig toxikologisch bzw. hygienisch begründet sein. Es kann sich auch

um eine Verletzung des ästhetischen Empfindens der Verbraucher handeln. Oder einige dieser Stoffe werden bei der Trinkwasseraufbereitung kritisch gesehen, weil sie oder Folgeprodukte nicht oder nur unzureichend entfernt werden. Oder man will sie aus alleinigen Vorsorgegründen nicht im Wasser nachweisen können.

Die Abwasserbeseitigung steht bei der Spurenstoffdiskussion häufig im Fokus entsprechender Forderungen, Zielvorgaben und Maßnahmen. Die Diskussion wird dabei nicht nur im fachlichen Rahmen geführt, sondern sie ist gerade in jüngster Zeit Gegenstand erheblicher Auseinandersetzungen in Politik, Medien und der Öffentlichkeit. Dabei wird häufig übersehen, dass die Abwasserbeseitigung ein wesentlicher Baustein der öffentlichen Daseinsvorsorge, der Hygiene und des Gesundheitsschutzes ist und in ihrer Ausrichtung auf den Menschen und die Umwelt sehr viel Gutes bewirkt. Oft wird sie heutzutage rein als (Gefahren-)Quelle für kritische Stoffe angesehen. Beispielsweise ist der Beitrag der Hygiene (insbesondere beim Wassergebrauch im siedlungswasserwirtschaftlichen Kreislauf – also auch der Abwasserbeseitigung) zur Steigerung der Lebenserwartung in den letzten 100 Jahren um ein Vielfaches höher als derjenige der kurativen Medizin. Auch ist in der Diskussion zu berücksichtigen, dass durch die erheblichen Anstrengungen bei der Abwasser- und Niederschlagswasserbehandlung in den letzten etwa 20 Jahren ein technisches Niveau erreicht wurde, bei dem das Aufwand/Nutzen-Verhältnis für mögliche zusätzliche Maßnahmen ungünstiger wird und deshalb kritisch geprüft werden muss. Nicht zu unterschätzen bei weitergehenden Maßnahmen zur Abwasserreinigung sind der erhebliche Mehraufwand an Energie und Einsatzstoffen und der Anfall weiterer Abfälle sowie die mögliche Bildung von Transformationsprodukten bei der oxidativen Behandlung. Hier gilt es, auch bei der fallbezogenen Notwendigkeit zur Verminderung von Spurenstoffen, über Bilanzen und Stoffflussmodelle die Quellen und die verschiedenen Eintragspfade quantitativ zu erfassen, um hierüber verschiedenste Maßnahmenbereiche vergleichen zu können.

Ziel dieses Beitrages ist nicht eine human- oder ökotoxikologische Bewertung verschiedener Spurenstoffe. Auch ist nicht zu erwarten, dass eine generelle Problemlösung als technisches Konzept entwickelt wird. Hierfür sind zu viele naturwissenschaftliche, medizinische, ökotoxikologische, ingenieurtechnische, ökonomische und soziale Fragestellungen berührt. Vielmehr geht es darum, die Spurenstoffdiskussion primär aus Sicht eines Betreibers von Abwasserreini-

gungsanlagen in einem Flussgebiet zu betrachten, das traditionell auch der Trinkwasserversorgung von 5 Millionen Menschen dient.

## **2 Eintragspfade von Spurenstoffen in die Ruhr**

Die Diskussion um Spurenstoffe ist kein neues Thema der Abwasserbeseitigung und des Gewässerschutzes. Sie steht in einer langen Tradition um sogenannte gefährliche und schwer abbaubare Stoffe aus der Gruppe der Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, Industrie- und Haushaltschemikalien etc. In jüngerer Zeit stehen insbesondere Arzneimittel im Blickpunkt (Therapeutika wie Schmerzmittel, Antirheumatika, Antiepileptika, Lipidsenker, Betablocker, Zytostatika, Kontrazeptiva etc.; Diagnostika, insbesondere In-vivo-Diagnostika wie Röntgenkontrastmittel). Insgesamt sind für den Wasserkreislauf neben den Human- und Veterinärpharmaka Industriechemikalien, Körperpflegemittel, Waschmittelinhaltsstoffe, Nahrungsmittelzusatzstoffe, Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie Futterzusatzstoffe zu betrachten [DWA, 2008b].

Die Aufzählung macht bereits deutlich, dass nicht sämtliche Spurenstoffe über das häusliche bzw. kommunale Abwasser zu erfassen sind. Einträge aus diffusen Quellen (land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen, Straßen und Wege, Altlasten, Entlastungen aus der Kanalisation etc.) und aus Unfällen (Straßenverkehr, Schifffahrt, Industrieflächen etc.) können neben den Kläranlagen ebenfalls zu einer potenziellen Gewässerbelastung führen – teilweise auch mit den gleichen Stoffgruppen, wie sie im kommunalen Abwasser enthalten sind. Zum Schutz der Gewässer und der jeweiligen Nutzungen bedarf es demnach zuerst einer weitgehenden Stoffbilanzierung zur transparenten Darstellung und Quantifizierung der Stoffeinträge, damit Maßnahmen zur Verminderung oder Vermeidung dort angesetzt werden, wo sie insgesamt am sinnvollsten erscheinen.

Im Einzugsgebiet der Ruhr sorgten ab dem Jahr 2006 die Perfluorierten Tenside (PFT) für eine heftige Diskussion. Die nach Bekanntwerden der erhöhten Konzentrationen durchgeführten Maßnahmen (Ausgabe von Mineralwasser an Säuglinge und Schwangere, Fischverzehrsempfehlungen, Humanbiomonitoring bei Trinkwasserkonsumenten und Anglern, Sofortmaßnahmen in Wasserwerken



und bei der Talsperrensteuerung etc.) führten zu weitreichender Verunsicherung der Bevölkerung [Kroll, 2008]. Dabei ist herauszustellen, dass die Ursache der PFT-Problematik der Möhne und Ruhr im Jahr 2006 (und möglicherweise zuvor) in erster Linie nicht bei der Abwasserentsorgung lag, sondern ihren Ursprung bei kriminellen Machenschaften in der Abfallentsorgung über sogenannte Bodenverbesserer in der landwirtschaftlichen Produktion hat. Die PFT-Fracht in der Ruhr (als Summe aus PFOA und PFOS) entstammte im Jahr 2007 zu knapp zwei Dritteln aus dem Eintrag von Flächen (vorwiegend aus landwirtschaftlichen Flächen, auf denen der sogenannte Bodenhilfsstoff aufgebracht wurde) und nur zu etwa einem Viertel den Abwässern aus vorwiegend indirekt einleitenden Industrie- und Gewerbebetrieben. Die Emissionen nur aus diesem Bereich – insbesondere aus der Metall verarbeitenden Industrie – führen im Ruhreinzugsgebiet nicht zu einer Überschreitung der für Trinkwasser geltenden Vorsorgewerte als Konzentrationen im Gewässer [Bode et al., 2007], sondern erzeugen Hintergrundwerte, wie sie auch z. B. im Rhein anzutreffen sind.

Im Zuge der Auseinandersetzung um PFT kam im Ruhreinzugsgebiet die Diskussion um weitere Spurenstoffe im Trinkwasser auf. Dies führte zu einem gemeinsamen Vorgehen der Wasserwerke an der Ruhr mit dem Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, das in einer eigenen Vereinbarung festgelegt wurde („Arnsberger Vereinbarung“) [AWWR, 2006]. Im Zentrum standen dabei Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (insbesondere 1,1,1-Trichlorethan), Flammschutzmittel (insbesondere Phosphorsäure-tris-(Chlorpropyl)-ester), Arzneimittel (insbesondere Carbamazepin und Diclofenac), Röntgenkontrastmittel (insbesondere Amidotrizoesäure und Iopamidol), Perfluorierte Tenside (insbesondere PFOA und PFOS) und Komplexbildner (insbesondere EDTA und DTPA). Im Zuge einer gemeinsam vorgenommenen Belastungsabschätzung des Trinkwassers aus der Ruhr durch verschiedene Behörden, Wasserwerke, Ruhrverband und sonstige Institutionen entstand Ende 2006 eine vorsorgliche Datensammlung mit Bewertung von rund 300 vorwiegend organischen Spurenstoffen in Oberflächengewässern, Rohwasser und Trinkwasser, die fast alle in der Ruhr keine relevanten Konzentrationen aufwiesen. Letztlich verblieb eine Liste von 19 Stoffen mit Hinweisen auf ein Vorkommen im Trinkwasser bei Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze (siehe Tabelle 1). Bei 5 Stoffen dieser Liste lagen die Konzentrationen im Trinkwasser gelegentlich über 0,1 µg/l.

Die Herkunft dieser potenziell trinkwasserrelevanten Stoffe reicht hierbei von klassischen Industriechemikalien, wie den Komplexbildnern oder den LHKW, über sowohl im industriellen wie auch im häuslichen Bereich eingesetzten Stoffen, wie beispielsweise den Flammschutzmitteln, bis zu den überwiegend aus dem häuslichen Abwasser stammenden Arzneistoffen. Ob diese Stoffe aber schließlich auch über die kommunale Kläranlage bzw. die Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingeleitet werden, ist in der Regel von der individuellen Entwässerungsstruktur des jeweiligen Einzugsgebietes abhängig. Da im Ruhreinzugsgebiet die meisten Industriebetriebe als sogenannte Indirekteinleiter in das Kanalnetz einleiten, gelangen damit auch die vorwiegend in der Industrie eingesetzten Chemikalien über den Ablauf der kommunalen Kläranlagen in die Gewässer.

Tabelle 1: Liste der potenziell trinkwasserrelevanten Stoffe im Ruhreinzugsgebiet

<b>Stoff</b>	<b>Stoffklasse</b>
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

### 3 Bewertung von Spurenstoffen im Trink- und im Rohwasser

Der analytische Nachweis von Stoffen im Trinkwasser ist zunächst unkritisch, erst die Bewertung nach humantoxikologischen Kriterien kann Handlungsbedarf auslösen. Trotzdem werden Befunde oberhalb der (rein analytisch bedingten) Bestimmungsgrenze, die sich im Laufe der Jahre fortschrittsbedingt immer weiter nach unten bewegt, oftmals fälschlicherweise bereits als Alarmsignal interpretiert. Konzentrationen sind für die Bewertung eine zentrale Größe. Letztlich kommt es aber (vor allem bei nicht akut toxischen, sondern z. B. mutagen oder kanzerogen wirkenden Stoffen) auch auf die insgesamt aufgenommene Dosis an, wobei andere Pfade, wie z. B. die Nahrungsmittelaufnahme, gleichfalls berücksichtigt werden müssen.

Für die in der Ruhr relevanten Stoffe hat die Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit beim Umweltbundesamt auf entsprechende Anfrage Konzentrationswerte für Trinkwasser vorgegeben, die allerdings sowohl hinsichtlich der Interpretation als auch in Bezug auf den wasserrechtlichen Vollzug nicht unproblematisch sind (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Normative Werte für ausgewählte Spurenstoffe nach Angaben der Trinkwasserkommission [UBA, 2008]

Stoff	Leitwert (LW) Toxikologisch abgeleitet und lebenslang gesundheitlich duldbar (µg/l)	Gesundheitlicher Orientierungswert (GOW) Gesundheitlich orientierte Vorsorge (µg/l)	Zielwert Trinkwasserhygienische Vorsorge (µg/l)
1,1,1-Trichlorethan	[2.000]	3,0	≤ 0,1 → < 3,0
Phosphorsäure-tris-(2-chlorpropyl)-ester (TCPP)	22 (gerundet 20)	1,0	≤ 0,1 → < 1,0
Carbamazepin	--	0,3	≤ 0,1 → < 0,3
Diclofenac	1,75 (gerundet 2,0)	0,3	≤ 0,1 → < 0,3
Röntgenkontrastmittel	--	1,0	≤ 0,1 → < 1,0
Komplexbildner EDTA und DTPA	600 (EDTA)	10	≤ 0,1 → < 10
2,4,8,10-Tetraoxaspiro[5.5]undecan ("TOSU")	--	0,3	

So ist es auf der Grundlage der gemessenen Konzentrationswerte für „TOSU“ in der Ruhr, die deutlich oberhalb des GOW lagen, zu unmittelbar zu vollziehenden Vorgaben durch die Wasserbehörden bei einem Industriebetrieb gekommen, die eine vorübergehende Betriebsstilllegung zur Folge hatten. Diese wurden zwar durch gerichtliche Entscheidung kurzfristig wieder aufgehoben und im Weiteren konnte eine Versuchsanlage zur gezielten Abwasserbehandlung zeitnah in Betrieb genommen werden. Trotzdem ist dieser Vorgang sowohl für den wasserwirtschaftlichen Vollzug als auch für das unternehmerische Handeln als kritisch anzusehen, zumal zuvor die tatsächlichen Konzentrationen nicht nur seit langem bekannt waren, sondern auch in verschiedenen Genehmigungsverfahren des Unternehmens über viele Jahre nicht beanstandet wurden.

Die vom UBA erstellte Liste normativer Konzentrationswerte (Tabelle 2) ist wenig geeignet, um mit den Medien oder der Öffentlichkeit Risiken und daraus abgeleitete notwendige Maßnahmen zu diskutieren. Die Anzahl der Werte und ihre Interpretation sind verwirrend, so dass sich für eine Bewertung von Ist-Konzentrationen vielfach auf den kleinsten genannten Wert bezogen wird. Dieser sogenannte Zielwert beträgt in allen hier genannten Fällen  $0,1 \mu\text{g/l}$ , der historisch gesehen mehr durch die Möglichkeiten der chemischen Analytik als durch Wirkanalysen bedingt ist.

Weiterhin erscheint es als kritisch, dass die vorgegebenen Werte hinsichtlich ihrer Herleitung wenig transparent sind. So ergeben sich zwischen den toxikologisch abgeleiteten „Leitwerten“ (LW) und den anzustrebenden „Zielwerten“ (ZW) je nach betrachtetem Stoff sehr unterschiedliche Faktoren von 17 bis 20.000. Dahinter verbirgt sich teilweise der Mangel an fundiertem Wissen, teilweise auch ein wissenschaftlich nicht begründbarer Vorsorgegedanke.

## **4 Verhalten von Spurenstoffen bei der Abwasserbehandlung**

Einzelne Spurenstoffe im Abwasser liegen in einem komplexen Stoffsystem vor und werden wie sämtliche Abwasserinhaltsstoffe aufgrund ihrer stoffspezifischen Eigenschaften, der vorliegenden Konzentrationen und den Bedingungen bei der Behandlung (Temperatur, pH-Wert, Milieubedingungen, adaptierte Biozönosen, Hintergrundmatrix) aus dem Abwasser eliminiert bzw. in andere Stoffe umgesetzt. Bevorzugt werden diese Stoffe biologisch in der Kläranlage

abgebaut. Nicht zu unterschätzen ist für viele gelöste Stoffe auch die Adsorption an suspendierte Stoffe, die zu einer Entfernung mit dem Primärschlamm in der mechanischen Stufe oder auch mit dem belebten Schlamm in der Nachklärung bzw. den Stufen zur weitergehenden Suspensaentfernung führt. Bei der konventionellen Verfahrenstechnik der kommunalen Abwasserbehandlung sind folgende Stoffeigenschaften für eine Elimination in der Kläranlage günstig:

- weitgehende biologische Abbaubarkeit
- gute Adsorption an Suspensa
- geringe Polarität
- hydrophobe Eigenschaften.

Generell wirken sich folgende verfahrenstechnische Bedingungen positiv auf die Elimination von Spurenstoffen aus:

- hohes Schlammalter in der biologischen Stufe mit „spezialisierter“ Belebtschlamm-biozönose für den biologischen Abbau und hohe Temperatur
- Konzentrationsgradient in der biologischen Stufe durch Kaskadierung und geringe Kreislauf- und Rücklaufschlammführung zur Unterstützung des biologischen Abbaus
- weitgehende Suspensaentfernung zur Entfernung adsorptiv gebundener Stoffe.

## **5 Ansätze zur Reduzierung der Spurenstoffe im Wasserkreislauf**

Spurenstoffe werden über diffuse Quellen (z. B. über die Landwirtschaft) und über Abwässer aus Industrie und Gewerbe, Krankenhäusern, Arztpraxen und Haushalten in Gewässer eingetragen. Die meisten Spurenstoffe sind ständig in der gesamten Umwelt nachweisbar. Prinzipiell sind alle Stoffe ubiquitär verbreitet und kommen auch weit entfernt von den Einsatzorten bzw. Emissionsquellen, wie etwa in den Polargebieten, vor. Lediglich ein Stoffverbot würde langfristig dazu führen, dass solche Stoffe aus der Umwelt verschwinden. Nicht zuletzt auch aufgrund verbesserter Analysemethoden ist aber auf längere Sicht

damit zu rechnen, dass immer mehr Stoffe in der Umwelt nachweisbar sein werden.

## 5.1 Maßnahmen an der Quelle

Der (weltweite) Verzicht auf die Produktion bestimmter Stoffe und deren Verbreitung in der Umwelt ist der effektivste Weg zur Verminderung deren Auftretens. Dies dürfte – wie bereits in der Vergangenheit – allerdings nur in Einzelfällen durchsetzbar sein. Die positive Wirkung beim gezielten Stoffeinsatz steht dieser Option häufig entgegen oder Ersatzstoffe mit gleichem Wirkungsspektrum sind nicht verfügbar. Bei der Entwicklung bzw. Produktion und beim gezielten Einsatz von schädlichen Stoffen sind jedoch auch im Hinblick auf die Wirkung im Wasserkreislauf Anwendungsbeschränkungen anzustreben. Dies gilt im Übrigen auch in gleicher Weise für die anderen Kompartimente Boden und Luft. Verluste bei Produktion und Anwendung, die ungezielt entsorgt werden, sind zu minimieren. Alternative Stoffe mit weniger negativen Wirkungen auf die Umwelt sind unter Berücksichtigung des eigentlichen Wirkungsspektrums verstärkt anzuwenden. Hierfür erscheint nicht zwingend ein weitergehendes System der Regulierung und Kontrolle erforderlich. Vielmehr sind die Produzenten und Anwender (Industrie- und Gewerbebetriebe, Ärzte, private Verbraucher und insbesondere deren Lieferanten) entsprechend zu sensibilisieren. Produktkennzeichnungen zum Umweltverhalten der Stoffe und zur gezielten Entsorgung nach Gebrauch sind weiterzuentwickeln. Insgesamt sind Maßnahmen an der Quelle durch eine entsprechende Chemikalienpolitik auf Ebene der EU und den nationalen Ebenen gezielt zu steuern. Eine wesentliche Problemschärfung für den Wasserkreislauf ist jedoch wegen der vielfältigen positiven Aspekte des Einsatzes solcher Stoffe nicht zu erwarten, zumal die höchsten Emissionen in der Regel nicht bei der Erzeugung, sondern beim Gebrauch der Stoffe entstehen.

Generell ist davon auszugehen, dass ein Rückhalt der Spurenstoffe am Ort des Anfalls bzw. der höchsten Konzentration kostengünstiger und effektiver ist als nach Vermischung und hoher Verdünnung mit dem übrigen Abwasser. Hier sind gezielt auf den spezifischen Stoff ausgerichtete Verfahrenstechniken anwendbar, die für einen großen Volumenstrom nach Vermischung nicht einsetzbar wären. Beispiele hierfür sind die Behandlung von Krankenhausabwässern vor der Einleitung in die Kanalisation [Beier et al., 2008] oder die separate Behandlung

zur Elimination aus Chromsäurebädern und -spülabwässern [Nisipeanu et al., 2008].

## 5.2 Weitergehende Maßnahmen auf Kläranlagen

Kläranlagen gelten als Haupteintragspfad für biologisch nicht abbaubare Humanarzneimittel und zahlreiche Industriechemikalien. Eigene Untersuchungen unterstützen die verbreitete Erkenntnis, dass bei vielen im Haushalt eingesetzten Stoffen eine einwohnerspezifische Fracht dieser Stoffe ableitbar ist (Bild 1). Die verhältnismäßig konstante Fracht aus dem häuslichen Abwasser in die Gewässer wird auch durch die Abhängigkeit der Konzentrationen im Gewässer vom Abfluss untermauert (Bild 2).

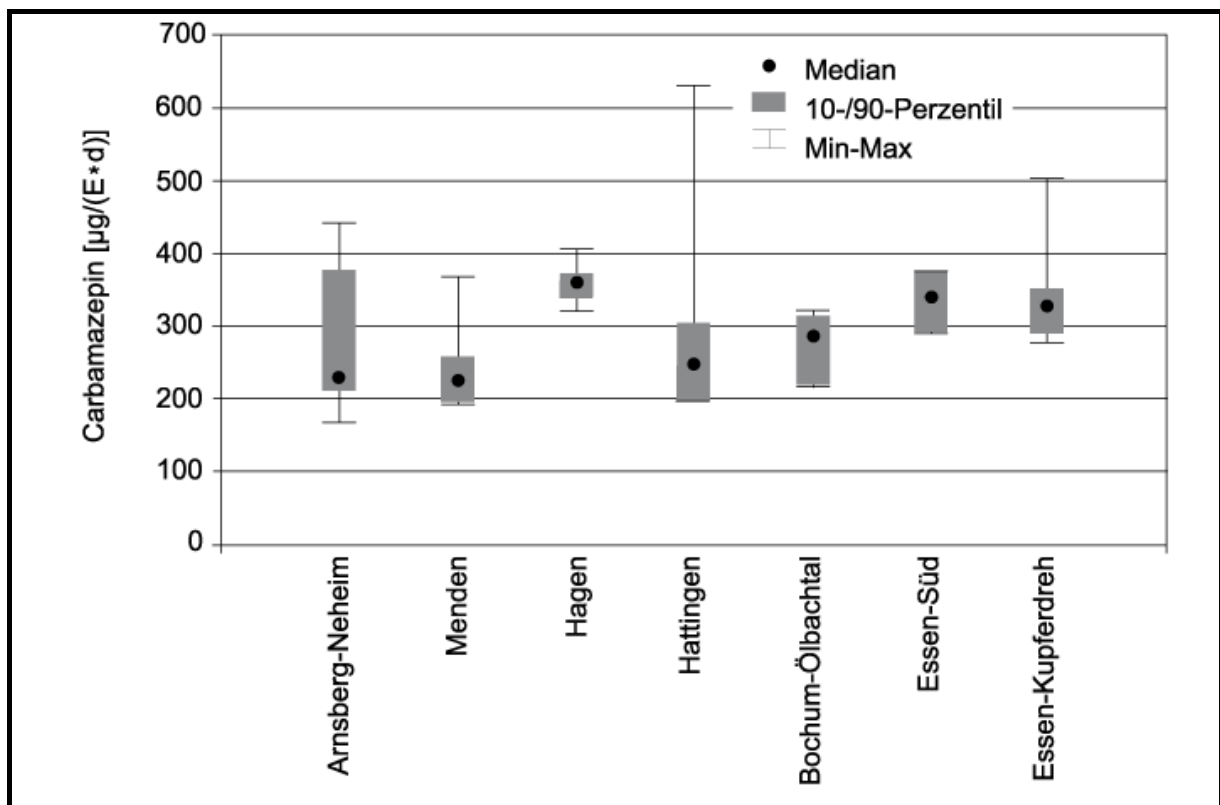


Bild 1: Einwohnerspezifische Frachten von Arzneimitteln in verschiedenen Kläranlagenabläufen am Beispiel des Carbamazepins aus Untersuchungen des Ruhrverbands

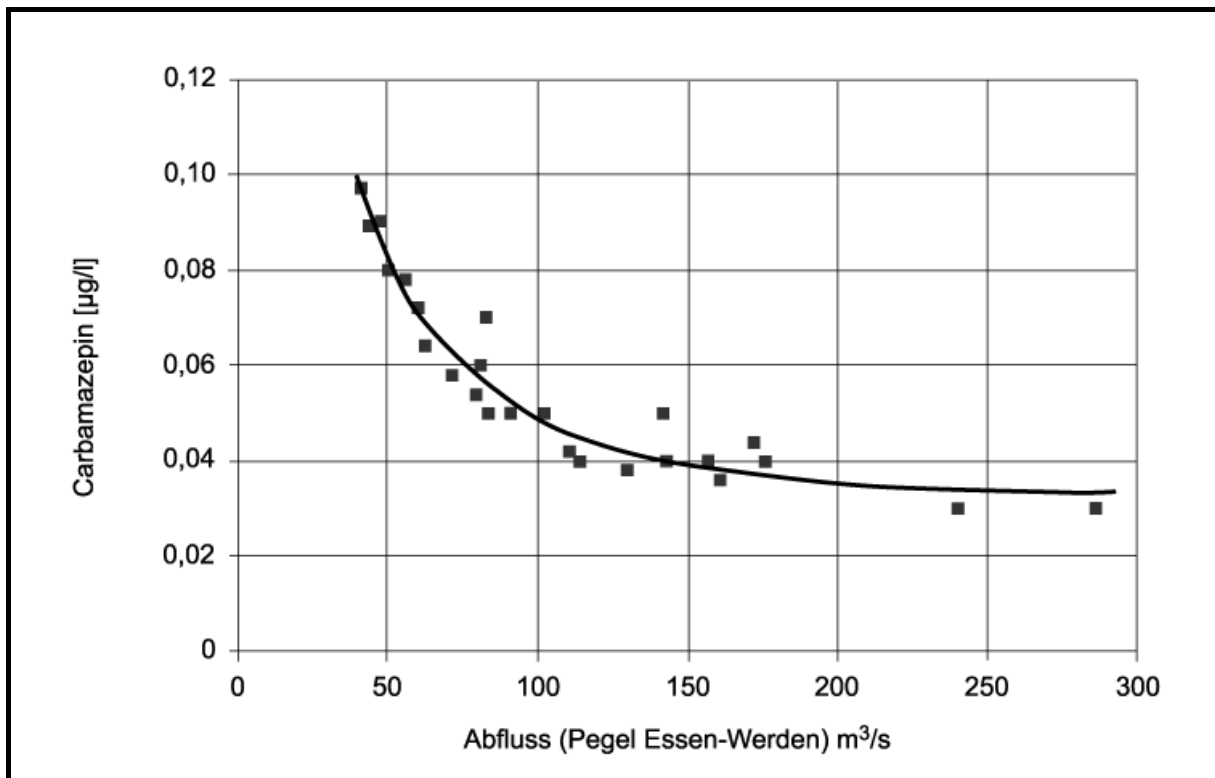


Bild 2: Abhängigkeit der Konzentrationen vom Abfluss am Beispiel des Carbamazepins in der unteren Ruhr aus Untersuchungen des Ruhrverbandes (2007)

Die in Kapitel 3 genannten verfahrenstechnischen Hinweise zur Erhöhung der Spurenstoffelimination in Kläranlagen sind lediglich als generelle verfahrenstechnische Modifikationen zu verstehen und für eine gezielte Verminderung nicht geeignet. Vielmehr sind auch bei Kläranlagen nach dem Stand der Technik bei weitergehenden Anforderungen Prozesserweiterungen erforderlich, die aus folgenden Verfahren bestehen können:

### ***Chemische Oxidation in einem der biologischen Kläranlage nachgeschalteten Verfahrensschritt***

Grundsätzlich sind neben Ozon auch andere Oxidationsmittel wie die UV-Be-strahlung mit der zusätzlichen Zugabe von Wasserstoffperoxid oder Ozon einsetzbar. Sie sind allerdings in der Praxis kommunaler Kläranlagen bislang noch nicht anwendungsreif. Von Vorteil ist, dass mit den Oxidationsverfahren auch eine zumindest teilweise Desinfektion erreicht werden kann. Nachteilig ist, dass mit der Oxidation Transformationsprodukte entstehen können, die vielfach unbekannt sind und deren Bedeutung für die Gewässer und die Gewässernutzun-



gen (insbesondere die Trinkwassergewinnung) derzeit nur unzureichend bewertbar ist.

### *Adsorption an Aktivkohle*

Der Einsatz von Aktivkohle kann als nachgeschaltete Kornfiltration (nach weitgehender Suspensaentnahme) oder als Pulverkohlezugabe mit nachfolgender Flüssig/Fest-Trennung erfolgen. In beiden Fällen ist es angezeigt, vorab bereits eine möglichst weitgehende Entfernung organischer Inhaltsstoffe sicherzustellen, um eine frühe Belegung der Aktivkohle (konkurrierende Adsorption) zu vermeiden. Das Verfahren bietet sich also ebenfalls als nachgeschaltete Stufe nach der mechanisch-biologischen Behandlung bzw. nach einer Oxidationsstufe an [Cornel, 2006].

Eine alleinige UV-Bestrahlung oder Membranfiltration (außer Umkehrosmose) bewirken als nachgeschaltete Stufe keine signifikante Elimination der Spurenstoffe. Beim Membranverfahren wirken sich allerdings die weitestgehende Suspensaentnahme hinsichtlich der adsorptiv gebundenen Stoffe und beim Membranbelebungsverfahren das üblicherweise hohe Schlammalter hinsichtlich der biologisch abbaubaren Stoffe positiv aus.

Der Ruhrverband plant den Einsatz einer nachgeschalteten Oxidationsstufe mit Ozon und Adsorption mit Pulveraktivkohle als großtechnische Versuchsanlage im Parallelbetrieb mit der konventionellen Verfahrenstechnik auf der Kläranlage Schwerte. Hierzu werden in einer der beiden Straßen eine Ozonung und eine Pulverkohlezugabe eingerichtet. Die Dosierung erfolgt in einen eigenen Rezirkulationsstrom vom Ablauf in den Zulauf der Nachklärung oder in das Belebungsbecken. Eine separate Abtrennung der Pulveraktivkohle wird dadurch entbehrlich. Die Rezirkulation erfolgt antizyklisch zum Zufluss der Kläranlage in der Weise, dass das Nachklärbecken hydraulisch annähernd konstant mit dem Mischwasserzufluss (zuzüglich Rücklaufschlamm) belastet wird. Dadurch wird eine Rezirkulation und weitergehende Spurenstoffelimination lediglich in Zeiten durchgeführt, in denen der Zufluss zur Anlage geringer ist als bei Mischwasserzufluss, da ansonsten von einer Verdünnung des Abwassers auszugehen ist, die eine Behandlung aufgrund des Konzentrationsniveaus entbehrlich und ineffektiv machen würde. Inwieweit sich bei dieser Verfahrenstechnik Konzentrationsschwankungen – insbesondere bei einsetzendem Mischwasserzufluss – ergeben, wie dem betrieblich entgegenzuwirken und welche gewäs-

sergütewirtschaftliche Bedeutung dem zuzumessen wäre, soll in gezielten Untersuchungen geklärt werden.

### **5.3 Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung**

Auf einer kommunalen Kläranlage können natürlich nicht die Spurenstoffe aus diffusen Quellen oder aus den Mischwasserabschlägen des Kanalnetzes entfernt werden. Daher ist die Trinkwasseraufbereitung der bevorzugte und zwingend erforderliche Ort zur gezielten Elimination von Spurenstoffen, wenn sie in unzulässiger Konzentration im Rohwasser vorhanden sind und daher eine Eliminationsnotwendigkeit vorliegt. Dadurch wird die Trinkwasseraufbereitung einerseits zum „Reparaturbetrieb“ für mögliche Missstände im Gewässerschutz – eine Rolle, gegen die sich die Trinkwasserwirtschaft aus nachvollziehbaren Gründen und auch unter Hinweis auf den Umweltschutz und seine ökologischen Aspekte verwahrt. Andererseits stellt die Aufbereitung im Wasserwerk aber im Hinblick auf den Trinkwasserschutz den Ort dar, der die größtmögliche Sicherheit gegen Belastungen des Trinkwassers bietet, sofern durch die Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen zur Elimination von Spurenstoffen nicht neue, möglicherweise kritischere Stoffe erzeugt werden, wie dies beispielsweise beim alleinigen Einsatz von Ozon und der Bildung von Bromat oder anderer Transformationsprodukte der Fall sein kann.

Der präferierte Ort der Aufbereitung im Trinkwasserwerk ist auch dadurch begründet, dass eine Verminderung des Stoffeintrags in die Gewässer aus allen Eintragspfaden und -quellen in der Regel nicht mit vertretbarem Aufwand geleistet werden kann. Hinzu kommt, dass es bei diffusen Quellen oder unfallbedingten Einträgen oft keine zuverlässigen Gegenmaßnahmen gibt. Auch bei öko- und humantoxikologisch eher unkritischen Stoffen, die im Wesentlichen wegen des ästhetischen Empfindens der Konsumenten entfernt werden sollen, ist die Spurenstoffelimination am Ort der Trinkwasseraufbereitung sicherlich der sinnvollste und wirtschaftlichste Weg, diese Substanzen aus dem Trinkwasser zu entfernen.

## **6 Bewertung von Spurenstoffen anhand von normativen Werten und Risikobetrachtungen**

Die Konzentrationen gelten bislang als die zentralen Größen für die Bewertung von Spurenstoffen bezüglich der Wirkung auf Mensch und Umwelt. Allerdings wird ein reiner Zahlenvergleich dem komplexen Wirkungsgefüge auf Menschen und Umwelt in keiner Weise gerecht. Vielmehr sind neben Fragen der Exposition (d. h. neben der Konzentration auch Häufigkeit und Dauer des Auftretens) auch weitere vergleichbare Aufnahmepfade von Bedeutung. Hierzu gehören Nahrungsmittel, Luft, Kleidung, Körperpflegemittel und sonstige Lebensgewohnheiten, wie Rauchen, Ernährung etc. Nicht zuletzt ist zu beachten, dass die erstmalige Detektion mittels verfeinerter Analysemethoden vielfach lediglich suggeriert, dass es sich um eine neue Belastung handelt. Die Erwartung vom absoluten Nichtvorhandensein einzelner Stoffe ist vor dem Hintergrund der fortschreitenden technischen Entwicklungen im Analysebereich, aber auch der weltweiten, unbeabsichtigten Verbreitung von Stoffen durch Wind, Wasser, Nahrungsketten und nicht zuletzt durch den Menschen nicht realistisch.

Hinzu kommt, dass die bisherige Diskussion um die Spurenstoffe bislang keine ganzheitliche Betrachtungsweise erkennen lässt und der öffentliche Diskurs über Risiken und Risikobewertung fast völlig fehlt. Stattdessen werden die jeweilig Verantwortlichen für die Einleitung (z. B. Konsumenten, Gewerbe und Industrie), die Betreiber von Kläranlagen sowie die Betreiber der Trinkwasseraufbereitung mit meist unterschiedlichen und in seltenen Fällen aufeinander abgestimmten Anforderungen konfrontiert. Eine medienübergreifende, auf wissenschaftlich abgesicherte und gesellschaftlich akzeptierte Zielgrößen abzielende ganzheitliche Vorgehensweise, wie sie beispielsweise im Water Safety Plan der WHO [World Health Organisation, 2006] niedergelegt ist, fehlt bislang noch in vielen Fällen.

Hinzu kommt, dass sich die derzeit verwendeten normativen Werte für den wasserwirtschaftlichen Vollzug als wenig praktikabel erweisen, zumal die bislang verwendeten Konzentrationswerte, die meist als Kenngrößen für die Trinkwasserqualität entwickelt wurden, häufig ohne Differenzierung nach dem Vorsorge- oder dem Immissionsprinzip auf die Gewässer übertragen werden.

Diese Kenngrößen sind:

- **Maßnahmewert (MW):**  
Toxikologisch abgeleiteter Konzentrationswert für Erwachsene, ab dem das Trinkwasser für Lebensmittelzwecke nicht mehr verwendbar ist (z. B. 5,0 µg/l für PFT als Summe aus PFOA und PFOS)
- **Vorsorglicher Maßnahmewert (VMW):**  
Toxikologisch abgeleiteter Konzentrationswert (für Säuglinge VMWS) als Vorsorgewert (z. B. 0,5 µg/l für PFT als Summe aus PFOA und PFOS)
- **Leitwert (LW):**  
Toxikologisch abgeleiteter Konzentrationswert für lebenslangen gesundheitlich duldbaren Trinkwasserkonsum
- **Gesundheitlicher Orientierungswert (GOW):**  
Vorsorgewert der Konzentration für lebenslangen Konsum bei nicht bewertbaren oder bewerteten Stoffen (z. B. 0,3 µg/l für PFT als Summe aus PFOA und PFOS)
- **Zielwert (ZW):**  
Trinkwasserhygienischer Vorsorgewert für lebenslangen Konsum bei nicht bewertbaren oder bewerteten Stoffen (z. B. 0,1 µg/l für PFT als Summe aus PFOA und PFOS)

Auf die Herleitung dieser Vorgaben, weitere normative Größen und Begleitfragen, wie Vertrauensbereiche, Sicherheitsfaktoren, Wahrscheinlichkeiten, Extrapolation etc., soll hier nicht näher eingegangen werden. Auch werden an dieser Stelle die Fragen der Verfügbarkeit von Analyseverfahren und Daten, der Metabolite und Transformationsprodukte, der antagonistischen oder synergistischen Wirkung in Mischungen sowie des allgemeinen Minimierungsgebots als Hinweise auf vielfach offene oder unklare Punkte lediglich erwähnt [Dieter, 2006].

Eine Umsetzung solcher normativer Werte, die zunächst als Zielwerte für die stoffliche Qualität des Rohwassers formuliert werden (Immissionsziele), bedingt in der Regel, dass hieraus konkrete Anforderungen an die Qualität des gereinigten Abwassers abgeleitet werden (Emissionsanforderungen), wie dies auch aus anderen Bereichen der Gewässerbewirtschaftung durchaus bekannt ist (z. B. Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen:

Zielwerte für die angestrebten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationswerte im Gewässer führen unter Umständen zu strengeren Überwachungswerten für die Kläranlageneinleitung als nach der Abwasser-Verordnung). Dennoch müssen auch in diesem Fall zusätzliche Regelungen für Probenahme (Art der Probe, Probenahmedauer und -häufigkeit etc.) und Probenbewertung (4-von-5-Regelung, Perzentilwerte oder andere statistische Bewertungsverfahren) getroffen werden. Problematisch dürfte sein, dass eine solche Vorgabe zwar

- Rechtssicherheit und -klarheit bietet;
- als kostenträchtige Maßnahme auch gebühren- oder veranlagungswirksam umgelegt werden könnte;

andererseits aber

- weniger auf die tatsächliche Fluktuation des Gewässerabflusses und des Stoffeintrags abhebt, die zu temporär sehr unterschiedlichen Konzentrationswerten im Rohwasser führen können (Da sich die Trinkwasserqualität am lebenslangen Genuss orientiert, ist eine kurzfristige Überschreitung von Konzentrationswerten meist unkritisch.);
- weniger auf die zusätzlich relevante Größe der über längere Zeiträume aus dem Abwasser eliminierten Fracht abhebt;
- auf ein höheres Technikniveau für die kommunale Abwasserbehandlung abzielt, derzeit aber als strenge Vorgabe evtl. technisch nicht sicher eingehalten werden kann;
- hinsichtlich des anzustrebenden Konzentrationswertes kein öffentlicher Diskurs über die Begründung eines solchen Wertes als Vorsorgewert oder als Immissionsziel aufgrund begründeter Toxizitäten stattfindet und damit weiterhin unsicher oder zumindest wenig transparent ist sowie
- einen zusätzlichen Kostensprung für die Gebührenzahler verursachen würde (der bei einer nachgewiesenen Gefährdung und gesellschaftlicher Akzeptanz allerdings auch zu rechtfertigen wäre).

Allerdings ist festzustellen, dass die erforderliche Flexibilität, wie sie im letzten Punkt genannt ist, bei den derzeit üblichen Überwachungsstrategien durchaus möglich und praktikabel ist. So werden an Kläranlagen immissionsseitig begründete Überwachungswerte oder jahreszeitliche (bzw. von der Abwassertemperatur abhängige) Werte für die Stickstoffkonzentrationen vorgegeben. Eine

Vorgabe von Eliminationsleistungen für Kläranlagen anstelle von Überwachungswerten hat sich bereits bei anderen Parametern aufgrund der großen Schwankungsbreiten im Zulauf kommunaler Kläranlagen als nicht praktikabel herausgestellt.

Allerdings birgt die Vorgabe von Ablaufanforderungen für einzelne Stoffe die Gefahr, dass aufgrund der Fortschritte in der Analytik dies eine Eigendynamik in sich birgt: „Neue Stoffe“ würden auftreten, so dass die Parameterliste ständig zu erweitern oder zu verändern wäre. Bei diesen Stoffen dürften möglicherweise die Mechanismen sowohl bei der Abwasserbehandlung als auch im Gewässer und bei der Trinkwasseraufbereitung noch nicht ausreichend bekannt sein und sich somit eine schnelle Bewertung als sehr schwierig darstellen. Forderungen nach einer „Nullemission“ sind in solchen Fällen allerdings auch nicht praktikabel und für die Abwasserbeseitigungspflichtigen in keiner Weise hilfreich. Auch sind Einzelstoff-bezogene Anforderungen wegen des Wissensdefizits nicht zielführend. Summen- oder Wirkparameter für die unterschiedlichen Spektren der Stoffe stehen allerdings nicht in praktikabler Form und in der erforderlichen Sensitivität zur Verfügung.

Für den Fall, dass tatsächlich Anforderungen an die weitergehende Spurenstoffelimination gestellt werden müssen, erscheint es sinnvoll, nicht nur die Produkt- sondern ergänzend oder alternativ auch die Prozessqualität der Abwasserbehandlung als mögliche Überwachungsstrategie in Betracht zu ziehen. Dies bedeutet, dass die oben als problematisch beschriebene Überwachung der Konzentration am Ablauf der Kläranlage lediglich für eine sporadische Kontrolle erfolgt und durch die Vorgabe von Prozessparametern für die Abwasserbehandlung ersetzt werden könnte. Dies wäre z. B. die Vorgabe von bestimmten verfahrenstechnischen Prozessstufen (z. B. Ozonung) mit Betriebsparametern (z. B. Dosiermenge), die als betriebliche Kenngrößen nachzuweisen wären. Allerdings sollte hierbei nicht eine pauschale Vorgabe erfolgen, sondern sie sollte auf die Erfordernisse für das Gewässer bzw. die nachfolgenden Nutzungen abgestimmt sein. So wäre es z. B. denkbar, dass eine weitergehende Spurenstoffelimination nur in Trockenwetterzeiten bei hohem Abwasseranteil im Gewässer und hohen Konzentrationen im Rohabwasser betrieben wird.

Die Diskussion um Spurenstoffe bedarf eines wesentlich erweiterten Kreises an teilnehmenden Bereichen. Eine alleinige Fokussierung auf das (Trink-)Wasser ist ebenso wenig zielführend wie die Beschränkung auf den technischen und

naturwissenschaftlich-analytischen Bereich. Vielmehr sind auch Umweltmediziner, Hygieniker und nicht zuletzt Soziologen und Politiker einzubeziehen. Die notwendige Diskussion um Risiken des täglichen Lebens, ästhetisches Empfinden und eigenverantwortliches Handeln der Verbraucher im Zusammenhang mit Spurenstoffen im Gewässerkreislauf muss neben der technisch-naturwissenschaftlichen Betrachtungsweise um die gesellschaftsrelevante Fragestellung erweitert werden.

## **7 Zusammenfassung, Fazit**

Die Diskussion über Spurenstoffe im wasserwirtschaftlichen Kreislauf ist nicht neu, sondern erlebt mit verfeinerten Analyse- und Nachweismethoden, Veröffentlichungen zu „neuen“ Funden und Diskussionen in den Medien, der Politik und Öffentlichkeit immer wieder neue Höhepunkte. Der generell wünschenswerte Fortschritt in der chemischen Analytik mit laufend geringer werdenden Bestimmungsgrenzen und neuen analytisch zugänglichen Stoffgruppen führt allerdings zu dem trügerischen Schluss, dass immer mehr (vermeintlich neue) Stoffe im Trinkwasser, in Gewässern und Abwässern vorhanden wären. Festzustellen ist hingegen, dass die heute als „neue Spurenstoffe“ angesehenen Verbindungen bekanntermaßen aber überwiegend bereits seit vielen Jahrzehnten in wahrscheinlich ähnlichen Konzentrationen wie heute vorhanden sind, bislang aber nicht nachweisbar waren oder nicht gesucht wurden. Trotzdem gilt es für die verantwortlichen Akteure der Wasserwirtschaft, dieses Thema und insbesondere die Sorgen der Verbraucher und der Öffentlichkeit ernst zu nehmen und entsprechende Strategien zu entwickeln.

Der Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Spurenstoffe in Gewässern und dem Eintrag über kommunale Kläranlagen ist bekannt und vielfach nachweisbar. Dies gilt auch für andere Eintragspfade sowohl abwasserbürtiger als auch sonstiger Stoffe in die Gewässer. Hierzu gehören u. a. Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, Futterzusatzstoffe und Veterinärpharmaka.

Allein das Auftreten und der Nachweis der Spurenstoffe im Wasserkreislauf sind nicht problematisch. Vielmehr bedarf es einer stoffspezifischen Bewertung der Konzentration bzw. Dosis oder Exposition. Dabei ist klar, dass eine umfas-

sende und verlässliche Bewertung aufgrund der Vielzahl von Stoffen (und ständig neuer Stoffe) nicht realistisch ist. Erschwerend kommt hinzu, dass die Bewertung über die zahlreichen normativen Größen, die Herleitung dieser Größen und die vielfach erhobene Forderung nach einer „Nullemission“ wenig transparent und nicht vermittelbar bzw. machbar sind. Der populären Forderung nach Ausschluss eines jeglichen Risikos gehorchend, werden zudem toxikologisch abgeleitete Konzentrationsgrößen durch generelle Zielwerte, die jegliches Vorkommen dieser Stoffe im Trinkwasser und Gewässer praktisch ausschließen sollen, ersetzt. Dies kann bei weiter fortschreitender Entwicklung der Analyseverfahren nur dazu führen, dass ständig neue Forderungen nach weiteren Aufbereitungszielen und -verfahren erhoben werden. Dabei soll nicht verkannt werden, dass neben der toxikologischen Bewertung für das Trinkwasser einerseits auch ein generelles Minimierungsgebot und auch ein sehr sensibles ästhetisches Empfinden der Verbraucher bestehen, die diese Tendenzen nachvollziehbar stützen. Dies macht aber deutlich, dass auch in der Wasserwirtschaft eine in anderen Lebensbereichen durchaus übliche Risikodiskussion geführt werden muss, ohne dass damit ein Vertrauensbruch oder -verlust zwischen den Akteuren und den Konsumenten ausgelöst wird.

Die Abwasserentsorgung mit dem derzeitigen Stand der Technik der kommunalen Kläranlagen hat ein stoffspezifisches Wirkungsspektrum aufgrund der verfahrenstechnischen Bedingungen und der jeweiligen Stoffeigenschaften der Abwasserinhaltsstoffe. Weitergehende Verfahren zur Spurenstoffelimination sind noch nicht praktisch erprobt und werden in nächster Zeit hinsichtlich technischer Möglichkeiten und Bedingungen sowie Umsetzbarkeit untersucht. Auch sind Aufwand/Nutzen dieser Techniken derzeit unzureichend quantifizierbar. Von daher sind Forderungen nach flächendeckender Einführung solcher Verfahren derzeit nicht gerechtfertigt und vertretbar. Vielmehr sind die möglichen Ansatzpunkte an den Quellen dieser Stoffe im Indirekteinleiterbereich (oder bereits bei deren Produktion und Einsatz), bei der Abwasserreinigung und schließlich bei der Trinkwasseraufbereitung systematisch unter Einbeziehung einer jeweiligen Stoffbilanzierung zu untersuchen und hinsichtlich Effektivität und Aufwand vergleichend zu bewerten.

Parallel ist aber eine Risikobewertung und -diskussion mit allen relevanten gesellschaftlichen Gruppen erforderlich. Hier sind auch andere Expositionspfade über Nahrung, Luft, Kleidung, Körperpflegemittel mit zu betrachten und wahr-



scheinlich auch modellmäßig zu beschreiben. Und es ist der Politik und Öffentlichkeit deutlich zu machen, dass - wie in anderen Bereichen des täglichen Lebens (z. B. im Verkehr oder bei technischen Anlagen) - der Aufwand bei höheren als den gängigen Anforderungen an das Sicherheitsbedürfnis exponentiell ansteigt. Vor diesem Hintergrund ist redlich zu analysieren, ob und in welchem Maße mit entsprechend kostenträchtigen, zusätzlichen Maßnahmen zur Spurenstoffelimination tatsächliche Risiken auch signifikant reduziert werden. Fehlinvestitionen wegen mangelnder Kenntnisse über Risiken und die Möglichkeiten zu deren Verminderung sind möglichst auszuschließen. Hierzu bedarf es gezielter Untersuchungen, auch zu Verfahren und Betrieb der Abwasserbeseitigung. Entsprechende Ansätze sollten konsequent weiterverfolgt und -entwickelt werden.

Hinsichtlich der rechtlich-administrativen Bedingungen einer weitergehenden Spurenstoffelimination aus dem Abwasser erscheint eine Vorgabe von Reinigungsanforderungen an Kläranlagen für Einzelstoffe allerdings nicht geeignet, es sei denn, entsprechende Indikatorstoffe, Summen- oder Wirkparameter sind verfügbar. Vielmehr bedürfte es handhabbarer Überwachungsstrategien, die u. a. auch die Erfordernis einer Elimination unter allen betrieblichen, hydrologischen, nutzungsrelevanten und sonstigen Bedingungen differenziert berücksichtigen würde. Hier wäre es denkbar, anstelle einer üblichen Vorgabe von Überwachungswerten oder Eliminationsgraden bestimmte Verfahrenstechniken oder entsprechende Kenngrößen dieser Verfahren als klare behördliche Anforderung vorzugeben.

Die Diskussion ist derzeit aufgrund vieler offener Fragen aus dem ingenieur- und naturwissenschaftlichen, medizinischen, politisch-gesellschaftlichen, juristischen und organisatorischen Bereich bei weitem nicht abgeschlossen. Sie muss dringend weitergeführt werden. Der Ruhrverband ist als größerer Betreiber kommunaler Kläranlagen bereit, durch entsprechende Versuche und großtechnische Untersuchungen zur Beantwortung der offenen Fragen beizutragen, die in seinem Bereich abgeklärt werden können. Damit wird sichergestellt, dass vermehrt belastbare Kenntnisse über Kosten, Wirkungsgrade und Risiken unterschiedlicher Verfahren vorliegen. Wenn man – begleitet durch wissenschaftliche Erkenntnisse - seitens der Gesellschaft und Politik mehrheitlich zur Einschätzung gelangen sollte, dass das derzeitige Niveau bestimmter Spurenstoffe

unter Vorsorgegesichtspunkten zu hoch sei, wird der Ruhrverband sich gerne beratend in die Festsetzung neuer Standards einbringen.

## 8 Literatur

- AWWR Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (2006): „Arnsberger Vereinbarung“ Gemeinsame Verantwortung und kooperatives Handeln für hohe Wasserqualität und Gesundheit. Vereinbarung zwischen der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr und dem Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 25. August 2006
- Beier, S.; Pinnekamp, J.; Schröder, H.F.; Gebhardt, W.; Cramer, C.; Bieling, U.; Mauer, C.; Courth, F.; Weber, M.; Mielcke, M.; Selke, D. (2008): Untersuchungen zur separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwasser mit Membrantechnik und weitergehenden Verfahren. Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 211, Seite 29/1 bis 29/17, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-17-1, ISSN 0342-6068
- Bode, H. (2008): ... den Stoffen auf der Spur. Editorial. gwf Wasser Abwasser 149 (2008), Nr. 9, Seite 625
- Bode, H.; Klein, P.; Klopp, R. (2007): Behandlung der PFT-Problematik am Möhnesee, Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 207, Seite 34/1 bis 34/12, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-13-3, ISSN 0342-6068
- Cornel, P. (2006): Weitergehende Behandlung von Kläranlagenabläufen (A-Kohle, Oxidations-, Desinfektionsverfahren). Wasserwirtschafts-Kurs M/2 der DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
- Dieter, H. H. (2006): Wissenschaftliche Erkenntnisse und offene Fragen aus Sicht der Humantoxikologie. Berichte aus dem IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, Mülheim an der Ruhr, Band 45, Seite 127 bis 142, ISSN 0941-0961
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2008a): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Arzneistoffe. DWA-Themen, Mai 2008, DWA Hennef
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2008b): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Arzneistoffe. Veröffentlichung der DWA-Koordinierungsgruppe „Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf“, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, (55), Nr. 9, Seite 954 bis 958

- Fahlenkamp, H.; Launer, M.; Nöthe, T.; Nowotny, N. (2007): Aktivkohleadsorption und Ozonung als attraktive Möglichkeiten zur Elimination organischer Spurenstoffe. Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 210, Seite 3/1 bis 3/15, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-16-4
- Heinzmann, B.; Schuster, P.; Schwarz, R.-J. (2006): Getrennte Erfassung von jodorganischen Röntgenkontrastmitteln mit mobilen Urinbehältern in zwei Krankenhäusern – Ergebnis der Testphase. gwf Wasser Abwasser 147 (2006), Nr. 11, Seite 710 bis 716
- ISOE Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) GmbH (2008): Strategien zum Umgang mit Arzneimittelwirkstoffen im Trinkwasser (START). Humanarzneistoffe: Handlungsmöglichkeiten zur Verringerung von Gewässerbelastungen – Eine Handreichung für die Praxis. Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) GmbH, Frankfurt am Main
- IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung; Universität Duisburg-Essen (2006): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie, Abschlussbericht. Landesumweltamt NRW, LUA
- Joss, A.; Siegrist, H.; Ternes, T. A. (2008): Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants? IWA Publishing 2008 Water Science & Technology-WST, 57.2, Seite 251 bis 255
- Kroll, T. (2008): Elimination von PFT bei der Trinkwasseraufbereitung durch den Einsatz von Aktivkohle. Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 211, Seite 20/1 bis 20/12, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-17-1, ISSN 0342-6068
- Kühn, W. (2007): Arzneimittelrückstände – Müssen die Einträge in die Oberflächengewässer reduziert werden? Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, Band 54, Seite 27 bis 41, ISSN 0178-0980
- Merkel, W.; Zullei-Seibert, N.; Hein, D. (2007): Fachübergreifende Minimierungsstrategie für Arzneistoffe im Wasserkreislauf. gwf Wasser Abwasser 148 (2007), Nr. 1, Seite 71 bis 74
- Metzger, S.; Kapp, H.; Seitz, W.; Weber, H.; Hiller, G.; Süßmuth, W. (2005): Entfernung von iodierten Röntgenkontrastmitteln bei der kommunalen Abwasserbehandlung durch den Einsatz von Pulveraktivkohle. gwf Wasser Abwasser 146 (2005), Nr. 9, Seite 638 bis 645
- Metzger, S.; Kapp, H.; Hiller, G.; Süßmuth, W. (2006): Pulver gegen Arzneimittel im Wasserkreislauf. UmweltMagazin 2006, Seite 34 bis 36

- 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 Nordrhein-Westfalen. Ruhrverband Essen
- Ort, C. (2007): Mikroverunreinigungen – Nationales Stoffflussmodell. GWA Aktuell 11/2007, Seite 853 bis 859
- Pinnekamp, J.; Merkel, W. et al. (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen. Abschlussbericht zu den Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 07/111.1 (IV-7-0421D7) und 07/111.2 (IV-7-0421D6)
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2007): Arzneimittel in der Umwelt. Stellungnahme Nr. 12, Berlin, April 2007, ISSN 1612-2968
- Schärer, M. (2007): Mikroverunreinigungen – Erarbeitung einer Strategie. GWA Aktuell 11/2007, Seite 835 bis 841
- Schöpel, M. (2006): Verfahren der Trinkwasseraufbereitung und deren Wirksamkeit hinsichtlich der Entfernung von Arzneistoffen am Beispiel der Ruhrwasserwerke (AWWR). IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH – Institut an der Universität Duisburg-Essen, Band 45, Seite 113 bis 125, ISSN 0941-0961
- Schöpel, M. (2007): Arznei- und Röntgenkontrastmittel – Vorkommen in der Ruhr und ihr Verhalten während der Trinkwasseraufbereitung. Gewässer Wasser Abwasser, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Band 6, Seite 16/1 bis 16/11, ISBN 978-3-938996-15-7
- Schumacher, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. gwf Wasser Abwasser 147 (2006) Nr. 7-8, Seite 488 ff
- Siegrist, H. (2007): Mikroverunreinigungen – Technische Verfahren zur Elimination. GWA Aktuell 11/2007, Seite 861 bis 867
- UBA Umweltbundesamt (2008): Öffentliche Trinkwasserversorgung – Bewertung organischer Mikroverunreinigungen. Stellungnahme des Umweltbundesamtes für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW vom 14.3.08 (II 3.6 26000-1/1)
- Wilhelm, M.; Hölzer, J.; Kraft, M.; Rauchfuss, K.; Kleeschulte, P.; Midasch, O.; Angerer, J. (2007): Der PFT Fall im Sauerland – umweltmedizinische Bewertung. Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, Band 54, Seite 53 bis 61, ISSN 0178-0980

World Health Organisation (2006): Guidelines for drinking-water quality incorporating first addendum. 3rd ed. ISBN 92 4 154696 4

Zullei-Seibert, N.; Schlett, C. (2007): PFT „Gefahrstoffe“ der Jahre 2006/07. Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 207, Seite 19/1 bis 19/14, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-13-3

Korrespondenz an:

Prof. Dr.-Ing. Norbert Jardin

Kronprinzenstraße 37  
D-45128 Essen

Tel: +49 201 178 2340

Fax: +49 201 178 2305

Mail: [nja@ruhrverband.de](mailto:nja@ruhrverband.de)

# Trends in der chemischen Wasseranalytik; Substanzen und Nachweisgrenzen

Sigrid Scharf, Stefan Weiß und Oliver Gans

Umweltbundesamt, Abteilung Organische Analysen

**Abstract:** In der EU werden derzeit ca. 30.000 bis 70.000 Chemikalien täglich verwendet. Viele dieser Stoffe oder deren Metabolite gelangen nach ihrem Gebrauch in die Umwelt und können bereits bei sehr geringen Konzentrationen unerwünschte Auswirkungen haben. Diese Verbindungen stellen oft aufgrund der Komplexität der Umweltmatrices und der meist geringen zu detektierenden Konzentrationen hohe Anforderungen an die Analytik. Die Entwicklung neuer hochauflösender Analysensysteme hat in den letzten Jahren ihr Aufspüren in der Umwelt in entsprechend hoher Qualität ermöglicht. Sie sind daher Gegenstand zahlreicher Forschungsvorhaben. Aber auch der Vollzug der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer bzw. der Richtlinie 2008/105/EG stellen die Analytik vor neuen Herausforderungen. Manche dieser Stoffe sind potentiell bioakkumulierend und/oder sorbieren an Schwebstoffe. Für ausgewählte Stoffe ist daher eine Untersuchung von alternativen Umweltkompartimenten sinnvoll. Des Weiteren sind einige Substanzen sehr polar und damit wasserlöslich und können mit den herkömmlichen Analysentechniken nur bedingt bestimmt werden. Diesbezügliche Trends in der (inter)nationalen Wasseranalytik werden aufgezeigt.

**Key Words:** emerging substances, organische Schadstoffe, Biota, Umweltqualitätsnorm

## 1 Einleitung

*Insgesamt sind über 21 Millionen chemischer Verbindungen bekannt und beim Chemical Abstract Service registriert. Jedes Jahr werden weltweit über 400.000 neue Substanzen synthetisiert (Wikipedia, 9.2.2009).*

In der EU werden derzeit ca. 30.000 bis 70.000 Chemikalien täglich verwendet (Loos et al., 2009).

Viele dieser Stoffe gelangen nach ihrem bestimmungsgemäßen Gebrauch in das Abwasser und in weiterer Folge in das Oberflächenwasser bzw. Grundwasser. Aufgrund der Vielzahl verschiedener Verbindungen und der meist geringen Konzentrationen in komplexen Umweltmatrices bestehen besondere Anforderungen an die instrumentelle Analytik.

## **2 Herausforderungen durch die Gesetzgebung**

### **2.1 Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer**

Während in den Abwasser-Emissionsverordnungen der letzten Jahrzehnte neben den anorganischen Parametern (z.B. Schwermetalle, Ionen,..) meist nur organische Summenparameter sowie ev. die Stoffgruppen polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Biphenyle, chlorierte Kohlenwasserstoffe sowie die einkernigen Aromaten BTEX begrenzt waren, wurden in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 96/2006) für 72, meist organische Stoffe bzw. Stoffgruppen immissionsseitige Güteziele in Form von Umweltqualitätsnormen (UQN) festgelegt. Diese Umweltqualitätsnormen liegen teilweise im unteren ng/l Bereich. Soweit vorhanden, wurden auch verbindliche Basisnormen bzw. Methoden für deren Analytik angeführt.

Bei einigen Parametern stellen die erforderlichen Bestimmungsgrenzen große Anforderungen an die chemischen Labors, bei einzelnen Stoffen wie Trichlorfon, Mevinphos und Omethoat können derzeit noch keine Methoden mit zufrieden stellenden Bestimmungsgrenzen angewandt werden. Neue Methoden müssen entwickelt werden, um die Einhaltung der toxikologisch begründeten Umweltqualitätsnormen überprüfen zu können.

So ist z.B. für Sebuthylazin, ein Herbizid aus der Gruppe der Chlortriazine ein immissionsseitiger Grenzwert von 10 ng/l in der Qualitätszielverordnung Chemie OG definiert.

Für die Analyse von Sebuthylazin steht mit der ÖNORM EN ISO 10695 (November 2000) „Wasserbeschaffenheit - Bestimmung ausgewählter organischer Stickstoff- und Phosphorverbindungen – Gaschromatographische Verfahren (ISO 10695:2000)“ eine Normmethode zur Verfügung. Mittels dieser standardisierten Methode ist eine Mindestbestimmungsgrenze von 50 ng/l einhaltbar. Da das aktuelle Umweltqualitätsziel gemäß QZV Chemie OG mit 10 ng/l deutlich darunter liegt, musste für die Analytik eine alternative Methode adaptiert werden. Diese Alternativmethode beruht auf Flüssigchromatographie gekoppelt mit Tandem-Massenspektrometrie (LC-MS/MS) und ermöglicht Bestimmungsgrenzen zwischen 3 und 6 ng/l, die deutlich unterhalb des Güteziels von 10 ng/l liegen.

## **2.2 Richtlinie 2008/105/EG und Annex X Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG**

Seit 16. Dezember 2008 liegen auch auf Europäischer Ebene Immissionsgrenzwerte für die prioritären Stoffe gemäß Wasserrahmenrichtlinie (Annex X Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG) und sonstige Schadstoffe vor (2008/105/EG). Einzelne Stoffe davon sind in der QZV Chemie OG noch nicht geregelt (einzelne polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, C10-C13-Chloralkane, Tributylzinn-verbindungen) bei einigen Stoffen und Stoffgruppen wie z.B. Quecksilber, polybromierten Diphenylethern und Pentachlorbenzol sind strengere Grenzwerte als in der QZV Chemie vorgesehen. Diese Änderungen erfordern die Novellierung der QZV Chemie OG.

Zudem liegt ein Leitfaden zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vor (Guidance Nr. 19).

Gemäß diesem Leitfaden haben die Mitgliedsstaaten Sorge zu tragen, dass die Mindestleistungskriterien aller angewandten Analysemethoden auf einer Messunsicherheit von höchstens 50% gemessen an der jeweiligen Umweltqualitätsnorm und einer Bestimmungsgrenze von höchstens 30% der jeweiligen Umweltqualitätsnorm basieren. Gibt es für bestimmte Parameter keine Analysemethoden, die diesen Mindestkriterien genügt, so muss die



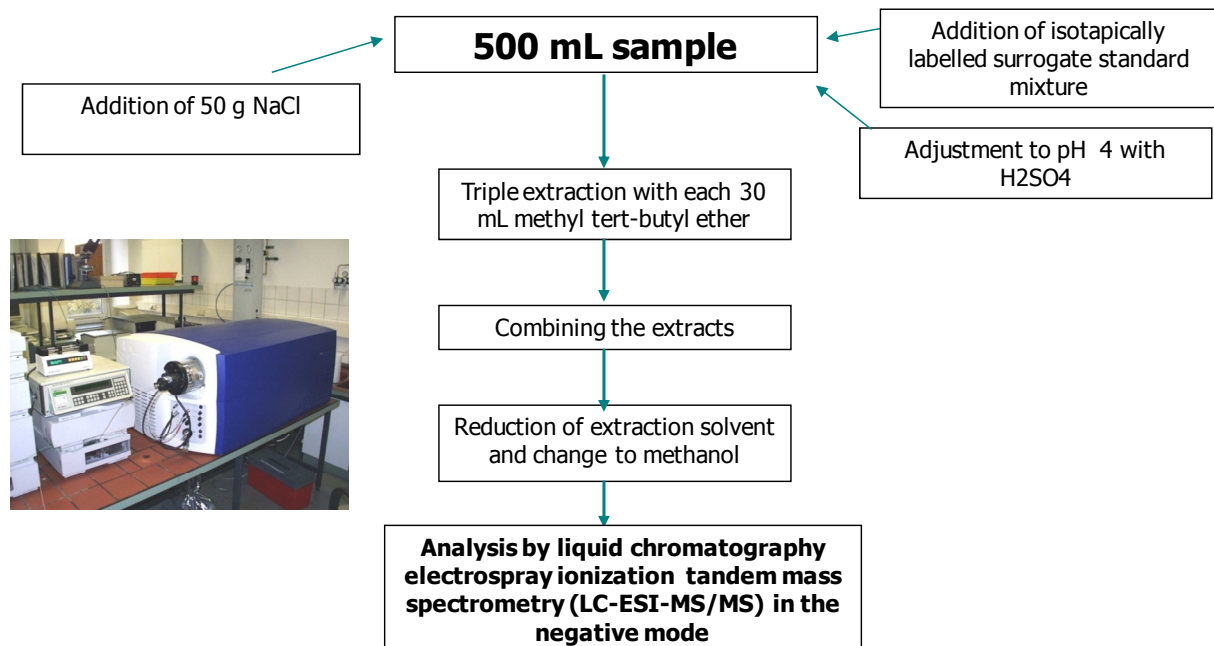
Überwachung mithilfe der besten verfügbaren Techniken erfolgen, die keine übermäßigen Kosten verursachen.

Die Überprüfung der Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für Tributylzinnverbindungen, Substanzen die z.B. als Antifouling eingesetzt werden, oder den als Flammschutzmittelwirkstoffen eingesetzten polybromierten Diphenylethern, ausgewählten Pestiziden sowie den einzelnen Vertretern der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen ist eine anspruchsvolle Aufgabe für die AnalytikerInnen.

Für diese Stoffe liegen die Umweltqualitätsnormen nämlich im untersten ng/l Bereich bzw. noch darunter (z.B. Tributylzinnverbindungen 0,2 ng/l). Derart niedrige Grenzwerte stellen eine Herausforderung für Probenahme, Probenbehandlung und Analytik dar, weil es sich um absolute Spurenanalytik handelt. Zur besseren Veranschaulichung dieser Konzentration ein Beispiel. Die Konzentration von 0,2 ng/l entspricht in etwa 13 Zuckerwürfeln gelöst im Jahresabwasseranfall von Wien (rund 200 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr), 1 Zuckerwürfel im Lunzer See oder 1/10 Zuckerwürfel im Ossiacher See oder Achensee (ein Zuckerwürfel weist eine Masse von rund 3 g auf.)

#### *Anforderungen an die Analytik:*

Um derart niedrige Konzentrationen analytisch bestimmen zu können, werden hohe Anforderungen an das analysierende Labor gestellt und eine aufwändige Probenvorbereitung ist erforderlich. Als Beispiel dafür anbei eine grobe Darstellung der Vorgehensweise bei der Analyse perfluorierter Tenside. Aufgrund ihrer besonderen chemischen und physikalischen Eigenschaften finden diese perfluorierten anionischen Tenside (PFT) in Industrie und Haushalt mannigfaltige Verwendung. Dazu zählen ihre außergewöhnliche chemische Resistenz und ihr einzigartiges tensidisches Verhalten, welches auf zugleich hydrophilen und hydrophoben Eigenschaften beruht.



Gonzalez-Barreiro et al. (2006), *Anal Bioanal Chem* 386, p. 2123-2132

**Abbildung 1:** Probenvorbereitung von perfluorierten Tensiden

Wie bei jeder Analytik im unteren ng/l-Bereich stellen Blindwerte ein Problem dar. Diese können bei den PFT-Tensiden durch z.B. Teflon-Schläuche, Lösemittelfilter, Septen, Inserts, Pumpenköpfe und Dichtungen hervorgerufen werden.

Wenn möglich und am Markt erwerbbar werden vor der Untersuchung der einzelnen Proben die zu untersuchenden Stoffe isotopenmarkiert beigefügt, um in jeder Probe die Wiederfindung der zu untersuchenden Parameter bestimmen und die erhaltene Konzentration damit korrigieren zu können. Weitere Qualitätskriterien, abhängig von den jeweils zu untersuchenden Substanzen und der anzuwendenden Methode werden vor Beginn der Analytik festgelegt.

Die analytische Identifikation von Sebuthylazin erfolgt zum Beispiel nicht nur anhand der Retentionszeit, sondern auch anhand zweier substanzspezifischer Massen-Übergänge (multiple reaction monitoring). Damit entspricht es den höchsten Anforderungen der Qualitätssicherung, die derzeit erst für die Rückstandsanalytik von tierischen Lebensmitteln gemäß 2002/657/EG gefordert werden. Hierbei existiert ein System von Identifizierungspunkten, bei dem 4 Punkte dem höchsten geforderten Qualitätsstandard entsprechen, die bei der hier angewandten Methode erreicht werden.

### 3 Untersuchungen von alternativen Gewässerkompartimenten

Zusätzlich zur Analyse klassischer Wasserproben, wird zunehmend der Nachweis in alternativen Matrices auch für die Wasserpolitik wichtig. Viele organische Stoffe sind nicht wirklich wasserlöslich und reichern sich in Feststoffen oder in Biota an. Daher ist es sinnvoll, diese Stoffe in alternativen Kompartimenten zu untersuchen, weil man sie dort eher finden wird als im Wasser. Nichts desto trotz gilt weiterhin das Wasser als das primäre Schutzgut.

Aus diesem Grund wurden für drei Stoffe, nämlich Hexachlorbutadien, Hexachlorcyclohexan sowie Quecksilber auch Umweltqualitätsnormen für Biota vorgelegt (2008/105/EG). Weiters sind die Mitgliedstaaten aufgefordert, eigene Umweltqualitätsnormen für die Kompartimente „Biota“ und „Schwebstoffe/Sedimente“ abzuleiten, sofern dies für die prioritären oder anderen Stoffe angezeigt ist.

Im Rahmen einer vom BMLFUW beauftragten und vom deutschen Fraunhofer Institut durchgeführten Erhebung zum Stand des stoffangepassten Monitorings in Österreich wurde eine umfassende Umfrage zu der Praxis des Monitorings in alternativen Kompartimenten in Österreich und in anderen europäischen Staaten bzw. Institutionen durchgeführt (Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring März 2007).

Für Österreich ergab sich folgendes Bild:

- *Ein Routine-Monitoring im Sediment fand in Österreich im Rahmen der Wassergüteehebung (WGEV) statt. Analysiert wurden jährlich einmal Schwermetalle, AOX (adsorbierbare organische Halogenverbindungen), Al, Ca, Mg, TOC (gesamter organischer Kohlenstoffgehalt) und Glühverlust.*

*Eine Einzelbestimmung organischer Verbindungen fand bislang nicht statt.*

- *Schwebstoffe und Biota wurden bisher nicht regelmäßig beprobt und untersucht.*

- *Einzelprojekte, in denen Biota, Schwebstoffe und Sedimente sowohl auf Schwermetalle als auch auf organische Verbindungen hin untersucht werden,*

*laufen seit den 1980er Jahren und wurden von einzelnen Bundesländern, anlässlich von Donaubeisfahrten (z.B. Joint Danube Survey im Rahmen des Donauschutzübereinkommens) sowie im Rahmen von Forschungsprojekten durchgeführt.*

- Eine chemische Analytik für die untersuchten Stoffe ist in verschiedenen Institutionen etabliert und wird vorwiegend nach (international) standardisierten Methoden (oder in Anlehnung an diese) durchgeführt.*
- Eine Bewertung der in den einzelnen Projekten ermittelten Stoffkonzentrationen erfolgte nur vereinzelt anhand definierter Grenz- und Richtwerte (Nahrungsmittelgrenzwerte). Eigene Qualitätsziele für Sediment, Schwebstoffe und/oder Biota wurden bislang nicht abgeleitet.*

Im Rahmen dieser o.a. Studie wurden Vorschläge für ein Biota- und Schwebstoff-Monitoring in Österreich ausgearbeitet. Anhand der physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften und - soweit vorhanden - experimenteller Daten zur Bioakkumulation wurden 55 Stoffe bzw. Stoffgruppen identifiziert, die potentiell bioakkumulierend sind und/oder an Schwebstoffe sorbieren. Für ausgewählte Stoffe wurde daher eine Überwachung in Biota, für andere Stoffe in Schwebstoffen empfohlen.

Diese Ergebnisse bildeten die Grundlage für ein kleines Pilotprojekt, welches das Umweltbundesamt gemeinsam mit dem Amt der OÖ Landesregierung, der Veterinär Medizinischen Universität Wien (Abteilung für Aquatische Ökotoxikologie, Department für Biomedizinische Wissenschaften) und der Universität Wien durchführte. Oberflächenwasser, Schwebstoffe, Sedimente sowie Fische wurden auf die Parameter Quecksilber, Methylquecksilber sowie Trisphosphate untersucht. Trisphosphate sind Stoffe, die als Weichmacher und Flammschutzmittelwirkstoffe in großen Mengen in Verwendung sind. Für dieses Projekt wurden die von Ing. Miesbauer (Amt der OÖ Landesregierung) entwickelte Schwebstofffalle eingesetzt. Die Ergebnisse werden derzeit ausgewertet und werden im heurigen Jahr noch publiziert werden.

Bereits 2006 wurden Untersuchungen der o.a. perfluorierten Tenside in Sedimenten durchgeführt.

Sedimentproben aus dem Bodensee und 6 österreichischen Gebirgsseen wurden vom Umweltinstitut Vorarlberg zur Verfügung gestellt.

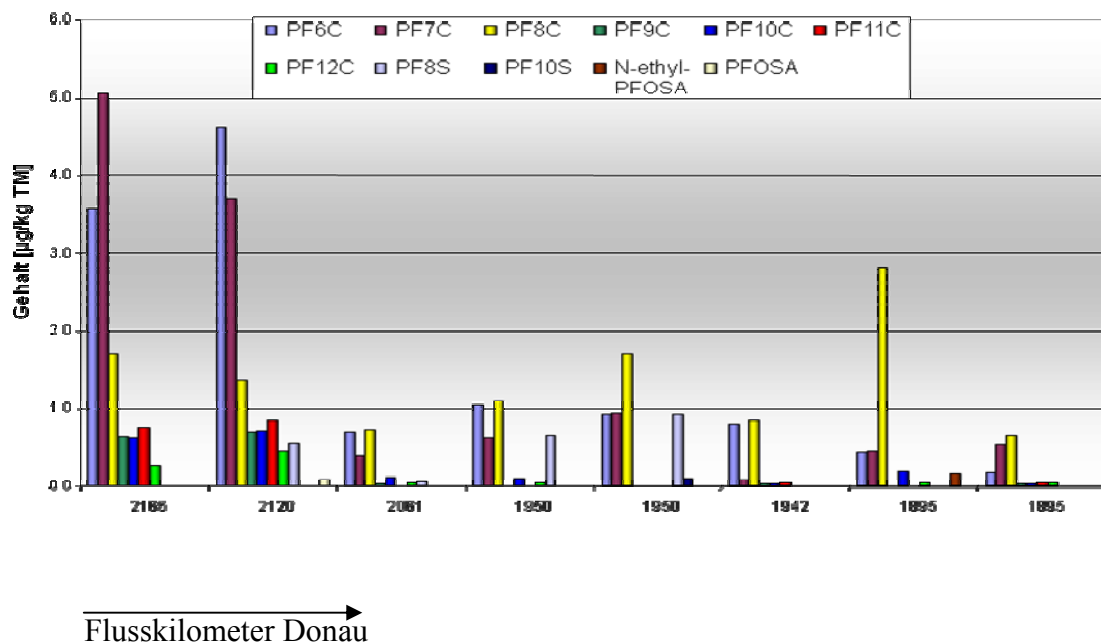
Die untersuchten perfluorierten Carbonsäuren (PF6C – PF12C) sind in allen Sedimentproben aus Seen zu finden, wohingegen PF8S nur in 3 von 5 Proben aus dem Bodensee oberhalb der Nachweisgrenze enthalten war. PF10S, PFOSA sowie N-Ethyl-PFOA konnten in keiner der untersuchten Sedimente nachgewiesen werden.

PF6C wies mit 0,95 µg/kg TM den höchsten mittleren Gehalt auf, die mittleren Gehalte nehmen mit zunehmender Kettenlänge tendenziell ab.

Die mittleren Gehalte in Gebirgsseen und im Bodensee sind sehr gut vergleichbar (z.B. PF6C: 0,81 bzw. 1,1 µg/kg TM; PF8C (0,24 bzw. 0,39 µg/kg TM; PF10C (0,17 bzw. 0,16 µg/kg TM).

Die gefunden Belastungen, im speziellen in den Sedimenten der Gebirgsseen, sind somit ein weiteres Indiz, dass sich perfluorierte Substanzen wie POPs (Persistent Organic Pollutants) verhalten und sie über die Luft und Deposition in entlegene, dem Menschen kaum zugängliche Gebiete verfrachtet werden.

Die Technische Universität Wien (Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft) stellte Sedimentproben der Donau zur Verfügung, welche ebenfalls auf diese PFT untersucht wurden. Entlang der Donau nehmen die Gesamtgehalte an den untersuchten perfluorierten Carbonsäuren tendenziell ab, wohingegen die Gehalte an PF8C relativ konstant bleiben. Ähnlich wie in den Seen weisen die kurzkettigeren PFT (PF6C – PF8C) höhere Gehalte auf als längerkettige PFT (PF9C-PF12C). Gehalte flussaufwärts der Donau sind höher als in den obig genannten stehenden Gewässern, fallen flussabwärts aber unter die mittleren Gehalte der Seen.



**Abbildung 2:** PFT-Gehalte in Sedimentproben

Im Rahmen eines vom BMLFUW finanzierten Forschungsprojekts werden heuer die Substanzen Methylquecksilber (als Kation), Hg (II), Quecksilber (gesamt), Pentabromodiphenylether, Endosulfan (Summe alpha und beta), Alachlor, Trichlorbenzol, Trifluralin, Trichlorbenzole, Pentachlorbenzol, Hexachlorcyclohexan (5 Isomere), Endrin, Dieldrin, Hexachlorbutadien, Hexachlorbenzol, Aldrin, Isodrin, DDT (p,p`-DDT, o,p`-DDT, p,p`-DDE), Chlordan, Cis-Chlordan, Trans-Chlordan, Heptachlor, Pentachlornitrobenzol, Monobutyl-, Dibutyl-, Tributylzinn- Tetrabutylzinn-, Diphenyl- und Triphenylzinnverbindungen, ausgewählte Phthalate (DEHP, DMP, DEP, DBP, BBP, DOP, DiNP, DiDcP) an 6 Messstellen in Fischen untersucht und getestet, wie ein Routinemonitoring zu erfolgen hätte.

## 4 Emerging pollutants

Der Begriff „emerging pollutants“ oder „emerging substances“ bezeichnet verschiedene organische Schadstoffe, welche beispielsweise in Flammschutzmitteln, Pharmazeutika, Tensiden, Bioziden, Körperpflegemitteln oder Pestiziden eingesetzt werden. Emerging pollutants sind nicht notwendigerweise neue Chemikalien, doch ist der Wissensstand über

Ökotoxizität und potenzielle gesundheitsschädliche Auswirkungen noch gering. Da die entsprechenden Rechtsgrundlagen häufig noch fehlen, gibt es zumeist weder nationale noch EU-weite Umwelt-Monitoringprogramme zu deren Erfassung.

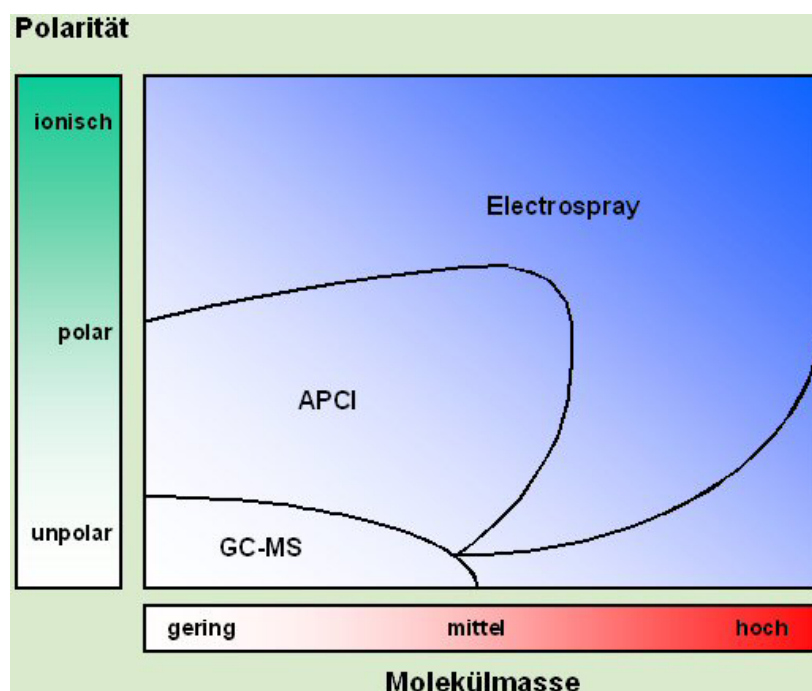
Da viele dieser Stoffe nur in Spuren in der Umwelt vorkommen, aber bereits bei sehr geringen Konzentrationen unerwünschte Auswirkungen haben können (z.B. synthetische Hormone), hat erst die Entwicklung neuer hochauflösender Analysensysteme in den letzten Jahren ihr Aufspüren in der Umwelt in entsprechend hoher Qualität ermöglicht. Sie sind daher Gegenstand zahlreicher Forschungsvorhaben.

Die Analytik dieser Stoffe oder deren oft toxischen Metabolite stellt aufgrund der Verschiedenheit und Vielzahl der oft sehr polaren Verbindungen, der Komplexität der Umweltmatrices und der meist geringen zu detektierenden Konzentrationen hohe Anforderungen an die instrumentelle Analytik. Deshalb sind in der Praxis fast ausschließlich die Kapillargaschromatographie (GC) und die Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC) (vereinfacht auch Flüssigkeitschromatographie oder engl. liquid chromatography (LC)) in Kopplung mit der Massenspektrometrie bzw. der Tandemmassenspektrometrie (MS/MS) in der Lage, Rückstände oder Metabolite dieser Substanzen selbst in Spurenkonzentrationen mit dem erforderlichen Höchstmaß an Analysensicherheit nachzuweisen. Die Kopplung von LC mit MS ist in den letzten Jahren zunehmend für die Umweltanalytik genutzt worden. Während früher erst nach Derivatisierung Substanzen mittels GC analysierbar waren, können nun mittels LC-MS diese Stoffe mit deutlich geringerem Aufwand analysiert werden. Zudem können mit der LC sowohl schwer flüchtige als auch thermolabile Substanzen ohne vorhergehende Derivatisierung bestimmt werden. Für die LC-MS erfolgt die Ionisierung heute hauptsächlich in der flüssigen Phase (electrospray ionization - ESI) oder in der Gasphase (atmospheric pressure chemical ionization - APCI).

Beide Verfahren erzeugen Quasimolekülonen, welche durch Aufnahme/ Abspaltung von Wasserstoffionen im positiven/negativen Modus entstehen. Eine Fragmentierung im Interface kann durch erhöhte Kapillarspannungen erzielt werden; das Fragmentierungspotenzial ist hier jedoch begrenzt. Zur Kompensation der nachteiligen Fragmentarmut der LC mit single-MS steht für die eindeutige Qualifizierung und Quantifizierung die Tandemmassenspektrometrie zur

Verfügung. Diese Technik ermöglicht unter anderem die Messung im selected reaction monitoring (SRM) Modus. Hierbei werden Ausgangsionen (parent ions) im ersten Schritt selektiert und nach Zusammenstoß mit einem Kollisionsgas fragmentiert. Die Fragmentionen (daughter ions) können anschließend selektiv detektiert werden. Die Tandemmassenspektrometrie kann zeitlich (Ionenfalle) oder räumlich (z.B. triple quadrupole) getrennt erfolgen (Heberer et al., 2004).

Nachfolgende Abbildung gibt die Einsatzbereiche für verschiedene massenspektrometrische Techniken wieder:



**Abbildung 3:** Einsatz der GC und der LC  
Quelle: Seiwert et al., 2005

Das Umweltbundesamt hat sich u.a. die Minimierung von bestehenden sowie eine Vermeidung von künftigen Expositions-Risiken durch unbekannte bzw. noch zu wenig untersuchte Chemikalien zum Ziel gesetzt. Ein Arbeitsschwerpunkt widmet sich deswegen schon seit mehreren Jahren der Erfassung und Risikobewertung dieser emerging pollutants (z.B. Martinez-Carballo et al., 2007, Umweltbundesamt 2006).

Dabei ist das Umweltbundesamt als Partnerinstitution in verschiedenen Forschungs- und Technologieförder-programmen und Netzwerken der



Europäischen Union vertreten, um den Informationsaustausch über emerging pollutants zu verbessern und harmonisierte und validierte Messmethoden und Monitoringtools zur Risikoabschätzung zu erarbeiten.

Für die emerging substances sind meist noch keine etablierten Methoden zu deren Nachweis vorhanden, es handelt sich hierbei oft um technische Gemische mit unterschiedlichem chemisch-physikalischen Verhalten, die Metabolite sind noch weitgehend unbekannt.

Im vorigen Jahr wurde eine Multimethode zum Nachweis der Pestizide bzw. ihrer Metaboliten Iodosulfuron, 2-chloro-4,6-diamino-striazin, Clothianidin, s-Metolachlor, Iprodione, Mecoprop-P, Thiamethoxam, Carfentrazon-ethyl, Mancozeb, Tribenuronmethyl, Propiconazol, Ethofumesat, Metiram, Metribuzin, Flurtamon, Thiachlopid, Tolyfluanid, Dimethylsulfamid (DMST), Clopyralid, Chloridazon, Triclopyr, Triticonazol, Propamocarb, Maneb, Mesosulfuronmethyl, Maleinsäurehydrazid, 2,6-Dichlorbenzamid (BAM), Trifloxystrobin, Benalaxyl, Fenamidon, Lenacil, Oxamyl, Fosthiazate, Haloxyfop-R, Picoxystrobin und Propoxycarbazon adaptiert und im Rahmen eines Sondermessprogrammes zur Untersuchung ausgewählter Grundwasserproben, welche im Rahmen der GZÜV beprobt wurden, eingesetzt.

Die Umweltbundesamt-Prüfstelle ist österreichisches Referenzlabor für emerging substances und nimmt regelmäßig, oft als einziges österreichisches Labor, an Ringversuchen zur Analytik von ausgewählten emerging pollutants teil.

## **5 Internationale Entwicklungen**

### **5.1 EU**

In einer italienischen Studie wurden die Ergebnisse von mehr als 100 Oberflächenwasserproben von über 100 europäischen Flüssen aus 27 europäischen Ländern, welche auf 35 ausgewählte Stoffe, wie zum Beispiel Pharmazeutika, Pestizide, PFOS, Benzotriazole etc. analysiert wurden, zusammengefasst (Loos et al., 2009). Nachfolgende Abbildungen zeigen sowohl die häufigst dektektierten als auch die in den höchsten Konzentrationen nachgewiesenen Verbindungen auf.

Trends in der chemischen Wasseranalytik; Substanzen und Nachweisgrenzen

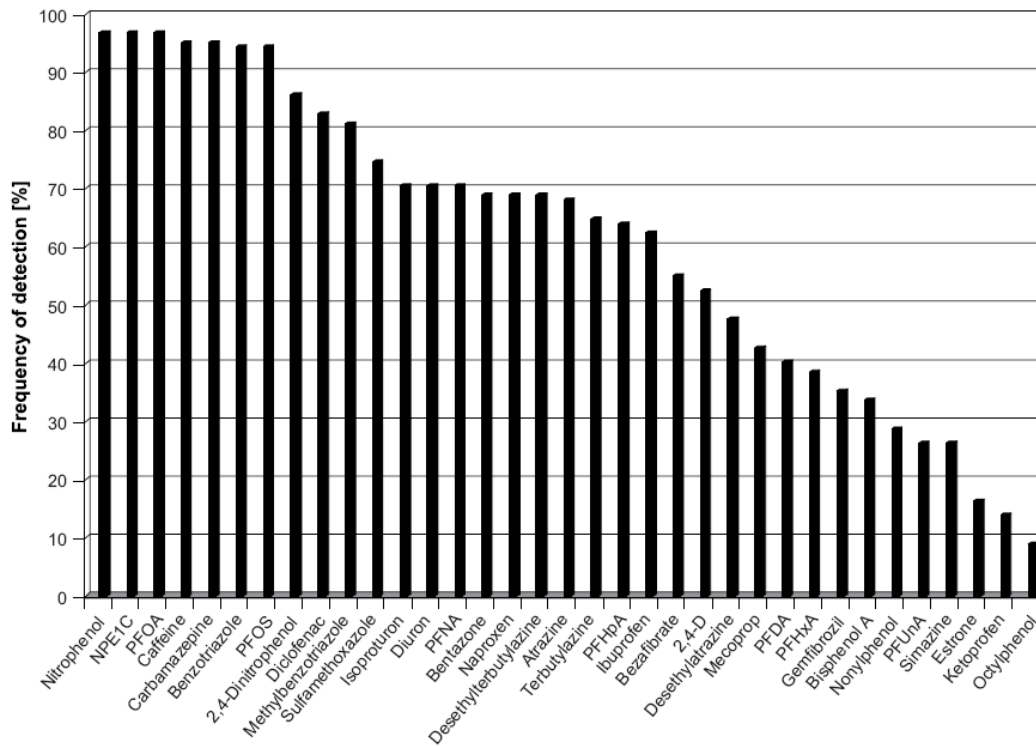


Fig. 4. Frequency of detection of the target compounds.

Abbildung 4: Nachweishäufigkeit der untersuchten Stoffe  
Quelle: Loos et al., 2009

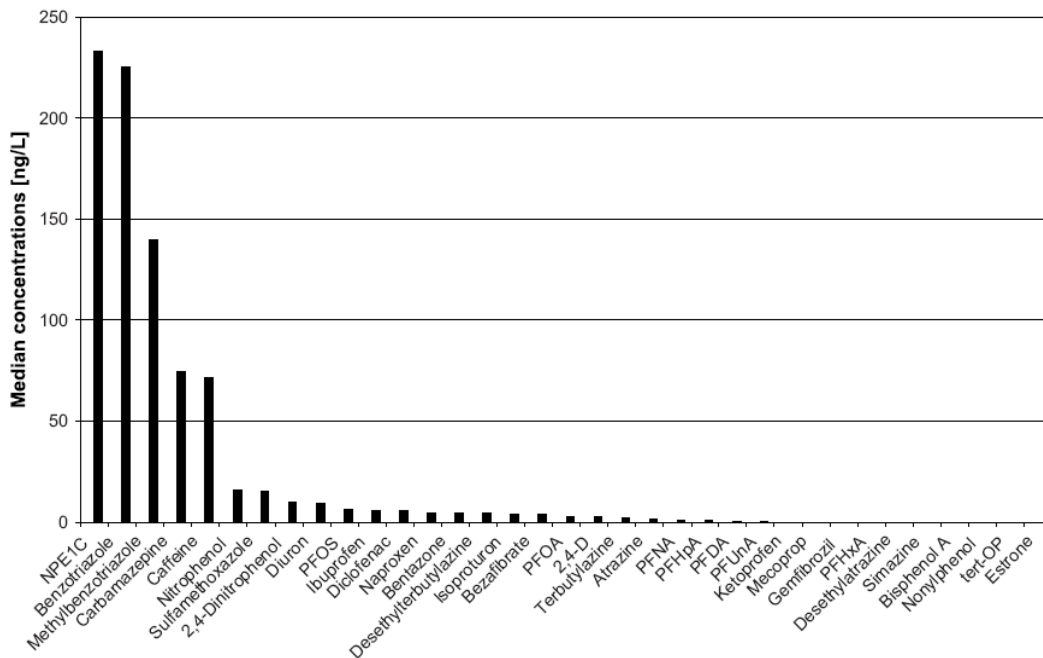
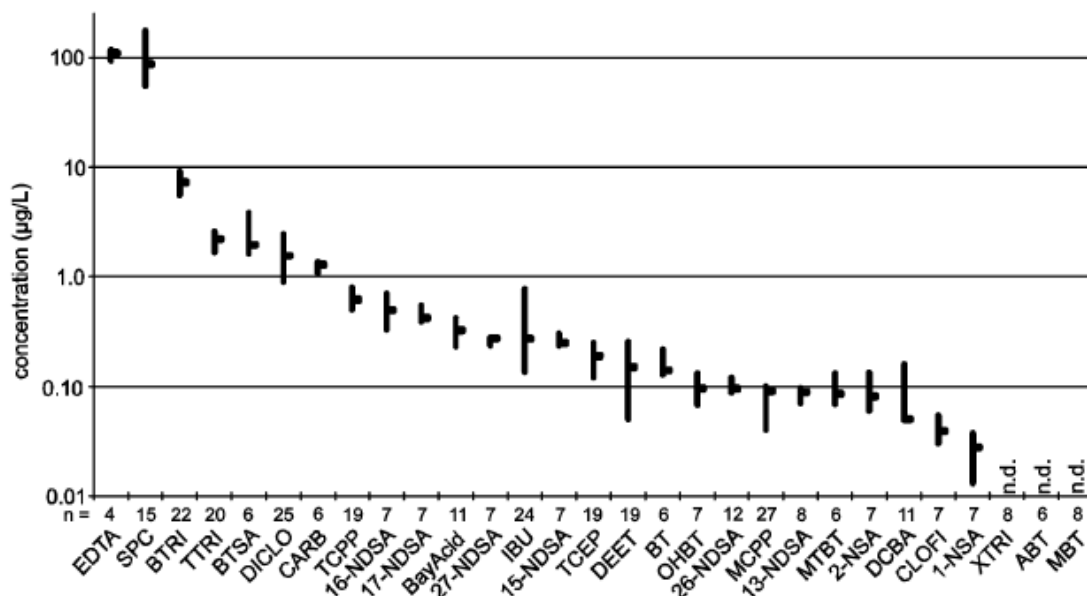


Fig. 5. Medium concentrations of the target compounds (122 samples).

Abbildung 5: Mittlere Konzentrationen der untersuchten Stoffe  
Quelle: Loos et al., 2009

Die am häufigst detektierten und in den höchsten Konzentrationen nachgewiesenen Stoffe waren Benzotriazol (1H-Benzotriazol und Tolyltriazole), Koffein, Carbamazepin und Nonylphenol-essigsäure. Diese Substanzen können auch in österreichischen Fließgewässern und Grundwässern nachgewiesen werden (z.B. Umweltbundesamt 2004 und Umweltbundesamt 2006).

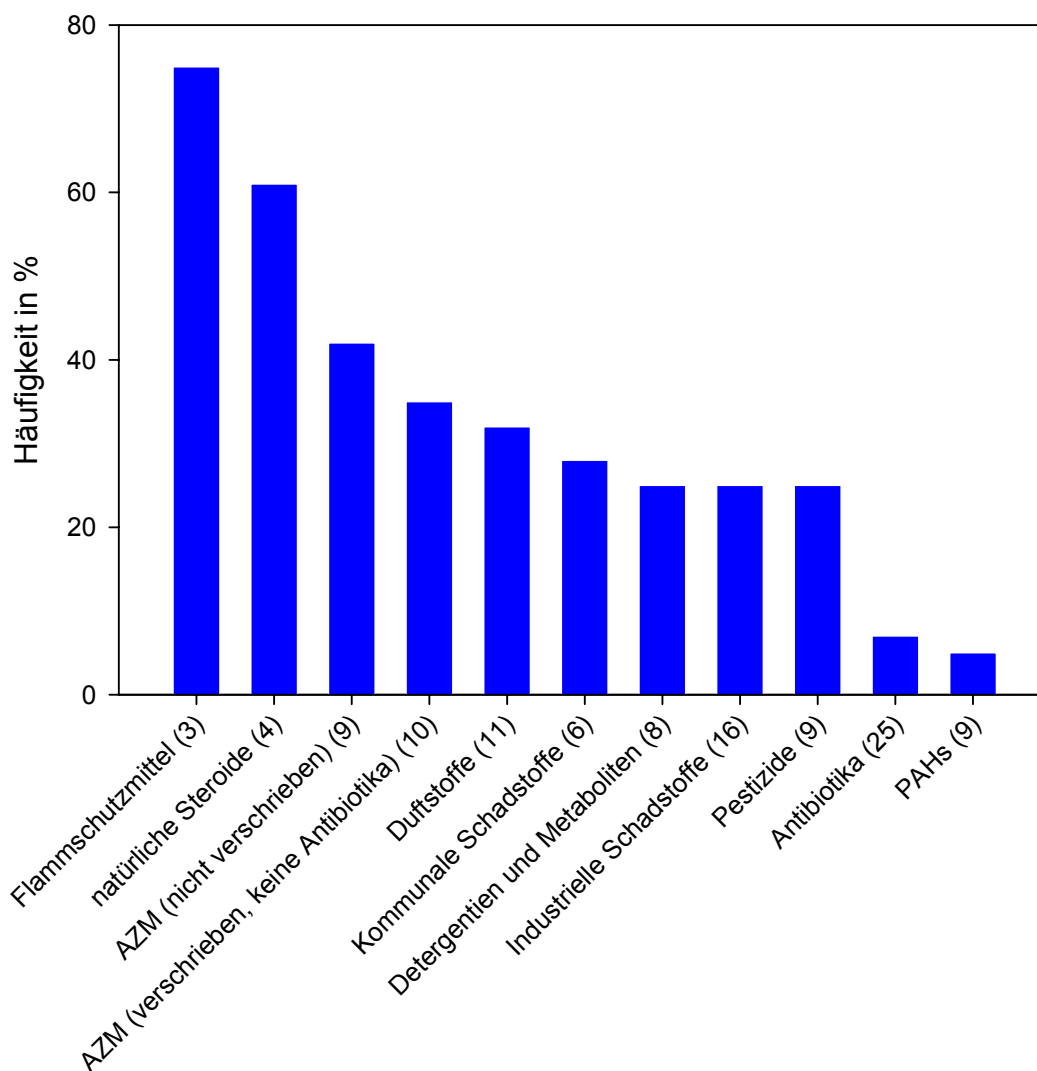
In einer weiteren EU-weiten Studie wurden 8 verschiedene westeuropäische Kläranlagen auf das Vorkommen von 36 polaren Spurenstoffen untersucht, und die Abläufe dreier dieser Kläranlagen in einer Langzeitstudie eingehender untersucht (Reemtsma et. al, 2006). Hierbei wurden in den Abläufen Sulfophenylcarboxylate (SPC) und EDTA in Mediankonzentrationen über 10 µg/L nachgewiesen, Benzotriazole, Benzothiazol-2-sulfonat, Diclofenac und Carbamazepin in Konzentrationen zwischen 1 und 10 µg/L, sowie einigen Naphthalindisulfonaten und Trisphosphaten in Konzentrationen zwischen 0,1 und 1 µg/L. Weiters wurde hier der so genannte Water Cycle Spreading Index (WCSI) als Maß für das Potential eines polaren Stoffes, sich nach Emission im Wasserkreislauf zu verbreiten und in für die Trinkwasserproduktion genutzte Rohwässer zu gelangen, vorgeschlagen.



**Abbildung 6:** Mittlere Konzentrationen der untersuchten Stoffe  
Quelle: Reemtsma et al., 2006

## 5.2 USA

Im Rahmen einer Studie, deren Ziel es war, Tracer für anthropogene Verunreinigungen in Vorflutern zu finden, wurde die durchschnittliche Häufigkeit von Schadstoffklassen in Vorflutern unterhalb von Kläranlagen (USA) erhoben und die 35 häufigst detektierten Substanzen ausgewiesen (Glassmeyer et al., 2005).



**Abbildung 7:** Durchschnittliche Häufigkeit von Schadstoffklassen in Vorflutern unterhalb von kommunalen Kläranlagen

Die 35 im Abwasser am häufigst dektektierten Substanzen sind nach dieser o.a. amerikanischen Studie:

E. coli, Enterococci, 1,4-Dimehtylbenzol, Dimethylxanthin, 3,4-Dichlorphenylisocyanat, NP<sub>2</sub>EO, NP<sub>1</sub>EO, OP<sub>2</sub>EO, 5-Methyl-1H-Benzotriazol, Acetaminophen, Benzophenon, Bisphenol A, Coffein, Carbamazepin, Cholesterol, Codein, Coprostanol, Cotinin, Dehydrofedipin, Diazinon, Diltiazem, Diphenylhydramin, 2-Butoxyethylphosphat, Ethylcitrat, Galaxolid, DEET, Pentachlorphenol, Phenol, Sitosterol, Sulfamethoxazol, Tonalid, Tris(chlorethyl)phosphat, Tris(dichlorisopropyl)phosphat, Tributylphosphat, Triclosan, Trimethoprim, Triphenylphosphat.

Viele dieser angeführten Substanzen können auch im Abwasser österreichischer kommunaler Kläranlagen und teilweise im Oberflächenwasser oder in Sediment oder Schwebstoffen detektiert werden (z.B. Umweltbundesamt 2000 und 2004).

Die meisten der o.a. Substanzen bzw. Substanzgruppen sind im Leistungsverzeichnis der akkreditierten Prüfstelle des Umweltbundesamt enthalten. In angewandten Forschungsprojekten mit Universitäten im In- und Ausland wird z.B. nach geeigneten verfahrenstechnologischen Maßnahmen gesucht, diese aus dem Abwasser zu entfernen, um so ein potentielles Risiko zu minimieren

## **6 Highlights 2008 und 2009**

Während in den letzten Jahren Arzneimittelwirkstoffe und endokrin wirksame Substanzen im Mittelpunkt der Untersuchungen standen, wurde im vorigen Jahr eine Multimethode für die Analytik von neuen Pestiziden entwickelt sowie das Vorkommen von Sucralose, einem chlorierten Zuckerersatzstoff untersucht, der in Kläranlagen nicht zurückgehalten wird. Hierfür initiierte die europäische Umweltagentur ein europaweites Monitoring Programm, um Sucralosebelastungen in der aquatischen Umwelt zu erfassen.

Sucralose ist ein in den USA entwickelter Süßstoff, kalorienfrei, 600-mal süßer als Zucker (Wikipedia 2009) und ist seit dem Jahr 2004 in der EU als für den Menschen unbedenklicher Lebensmittelzusatzstoff (E 955) zugelassen. Sucralose ist auch unter dem Namen Splenda™ im Handel. Sucralose wird in

zuckerfreien Getränken, Süßwaren, Marmeladen, Soßen, Senf, Obst-, Gemüse-, Fischkonserven und Knabbererzeugnissen eingesetzt. Es gilt für den Menschen als toxikologisch unbedenklich, ist für Diabetiker geeignet und beeinflusst den Insulinspiegel nicht. Sucralose wird vom Menschen zu 98 % unverändert ausgeschieden und gelangt so in Kläranlagen (85 % werden via Faeces, 13 % über den Harn und 2 % in Form von Konjugaten eliminiert).

Ökotoxikologische Studien sind zwar schon älteren Datums, weisen aber auf eine geringe aquatische Toxizität der Sucralose hin. Bislang sind aber keine Studien über mögliche Abbauprodukte und deren Verhalten in der Umwelt bekannt. Zusätzlich werden aber auch unbekannte Umwelteffekte angenommen, die auf der Süße der Sucralose beruhen sollen. So wird postuliert, dass das Zooplankton bzw. Algen in ihrem Wachstum negativ beeinflusst werden könnten oder möglicherweise Fische in ihrer Orientierung bzw. ihrem Sexual- und Fressverhalten beeinträchtigt werden.

Der Abbau in Kläranlagen wird als sehr gering eingestuft (< 10 %). Aufgrund der guten Wasserlöslichkeit findet sich der Süßstoff vorwiegend im Ablaufwasser der Kläranlage und nicht im Klärschlamm. Im Vorfluter persistiert die Sucralose aufgrund ihrer langen aquatischen Halbwertszeit von über 3 Jahren (bei 25°C, pH 3 bis 7).

Erste Studien aus Schweden und Norwegen konnten Sucralose im Zu- und Ablauf von Kläranlagen, in Flüssen und im Meer nachweisen. Die durchschnittliche Konzentration der Sucralose in Oberflächengewässern betrug ca. 0,5 µg/l. (Brorström-Lundén, E. et al., 2008)

Das Umweltbundesamt untersuchte Zu- und Abläufe von kommunalen Kläranlagen. Die Gehalte bewegten sich um die 1 bis 2 µg/l (Zu- und Ablauf in gleicher Konzentration), einmal wurde ein Spitzenwert von 10 µg/l im Ablauf detektiert. Die Ergebnisse werden nun innerhalb Europas verglichen und dienen als Grundlage für weitere Risikoabschätzungen.

Im heurigen Jahr sollen Siloxane genauer untersucht werden. Hierfür werden in enger Kooperation mit dem Umweltinstitut des Landes Vorarlberg Kläranlagen, Vorfluter, Sedimente und Schwebstoffe untersucht werden. Siloxane bilden eine große Gruppe von Substanzen mit weltweiter Verwendung. So sind sie u.a. die Bausteine für Silikonprodukte. Im Kosmetikbereich sind etwa 200 verschiedene

Siloxane und Siloxanderivate in der INCI (International Nomenclature of Cosmetic Ingredients) -Liste der EU angeführt. Sie werden in diesem Bereich als „Methicone“ bezeichnet. Ein wichtiger Vertreter ist das Cyclomethicon, ein Gemisch aus den zyklischen Methylsiloxanen D4, D5 und D6. Die Haupteinsatzgebiete sind Haarpflegemittel und Deodorants. Methylsiloxane D4 und D5 sind als high production volume chemical (Mengen > 1000t/a) gemeldet.

Die Hauptkontamination der Umwelt erfolgt über flüchtige Siloxane, die z. B. über Kosmetika, Pflege- und Konservierungsmitteln in die Atmosphäre gelangen. Typische Vertreter sind die o.a. Cyclomethicone.

Daten zur Ökotoxizität der Siloxane sind spärlich und beruhen teilweise nur auf Modellrechnungen. Dadurch ist die Abschätzung möglicher Gefahrenpotentiale für die Umwelt erschwert. Am ehesten sind Daten zu den zyklischen Polysiloxanen D4 und D5 und D6 vorhanden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass insbesondere die zyklischen Siloxane die Eigenschaften von persistenten, bioakkumulierbaren und toxischen Substanzen aufweisen. D4 ist unter anderem als umweltgefährliche, R53 (kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben) Substanz eingestuft.

Beim Menschen stehen Siloxane im Verdacht reproduktionstoxisch zu wirken (D4) und gelten als potentielle Kanzerogene (D5). Zudem wirken sie organspezifisch bei chronischer Exposition, z.B. auf Leber, Nieren und Lunge (Dänisches Umweltministerium, 2005).

Die nicht-flüchtigen Siloxane gelangen in überwiegendem Ausmaß in das Abwasser und somit in weiterer Folge in Kläranlagen.

Die umfangreichsten Untersuchungen bezüglich des Vorkommens von Siloxanen in der Umwelt wurden in Schweden, Norwegen und Dänemark durchgeführt. Umweltrelevant sind vor allem die zyklischen Polysiloxane D 4, D5 und D6, wobei insbesondere hohe Konzentrationen von D4 und D5 in der Luft, Zu- und Abläufen von Kläranlagen, im Klärschlamm und im Sediment gefunden wurden. Für Österreich liegen unseres Wissens noch keine Daten über diese Stoffe vor.

## 7 Ausblick

Eine neue Herausforderung wird zukünftig der Nachweis von Nanopartikeln und Nanomaterialien in Umweltproben darstellen. Zurzeit besteht Forschungsbedarf zur Abschätzung der gefährlichen Eigenschaften dieser Verbindungen und auch der analytische Nachweis in Umweltproben erfordert die Entwicklung entsprechender Methoden. Die Nanotechnologie findet in vielen Bereichen mögliche Anwendungen: Neuartige Materialien für Oberflächenbeschichtungen, Computer, Textilien, Kosmetik, Verpackungen und Medikamente sind nur einige Beispiele von Produktgruppen, die durch den Einsatz von Nanotechnologie in Funktionalität und Qualität verbessert werden können (Bundesamt für Umwelt, 2007).

Trotz der rasanten Entwicklung der Nanotechnologie ist derzeit noch sehr wenig über die Exposition von Mensch und Umwelt durch synthetische Nanopartikel und deren potentielle Risiken bekannt. Studien zur Ökotoxizität und zum Umweltverhalten von Nanopartikeln sind vereinzelt vorhanden.

Ähnlich dem Feinstaub ergeben sich auch bei den Nanopartikeln 2 analytische Themenbereiche, die aus umweltanalytischer Sicht von Bedeutung sind:

1. Welche Konzentrationen an Nanopartikeln liegen in welchen Umweltkompartimenten vor und welche Auswirkungen haben diese auf Mensch und Umwelt. Ähnlich der Betrachtung in der Luft mit Feinstaub (PM 10 und/oder PM 2,5) können Nanopartikeln aufgrund ihrer Größe und ihrer veränderten chemischen und physikalischen Eigenschaften Risiken beinhalten. Bei dieser Betrachtungsweise wird nicht oder nur sehr bedingt auf die Zusammensetzung der Nanopartikeln eingegangen.
2. Die Zusammensetzung der Nanopartikeln und deren Auswirkungen werden untersucht. Dies kann entweder direkt die Nanopartikeln betreffen (z.B. Nanopartikel aus  $\text{TiO}_2$ , Fullerene,  $\text{AlCl}_3$ , etc.) oder es werden Moleküle (Schadstoffe), die an den Nanopartikeln haften, näher betrachtet.



## 8 Literatur

- 2455/2001/EG. Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L331, 15.12.2001.
- 2000/60/EG. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23.10.2000. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327, 22.12.2000.
- 2008/105/EG. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/891/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie
- BGBI. II 96/2006. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG). Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich 96/2006, Teil II, vom 02.03.2006.
- BMLFUW: Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring (Machbarkeitsstudie); März 2007: <http://www.lebensministerium.at/article/articleview/55168/1/5711>
- Brorström-Lundén, E., Svenson, A., Viktor, T., Woldegiorgis, A., Remberger, M., Kaj, L., Dye, Ch., Bjerke, A., Schlabach, M.: Measurements of Sucralose in the Swedish Screening Program 2007 -PART I; Sucralose in surface waters and STP samples., IVL Report B1769. 2008. The report can be ordered via Homepage: [www.ivl.se](http://www.ivl.se), e-mail: [publicationservice@ivl.se](mailto:publicationservice@ivl.se)
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) und Bundesamt für Gesundheit (BAG) der Schweiz, Bern 2007: Risikobeurteilung und Risikomanagement – Grundlagenbericht zum Aktionsplan.  
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00058/index.html?lang=de>
- Dänisches Umweltministerium,  
[http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?pg=http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-756-8/html/kap02\\_eng.htm](http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?pg=http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-756-8/html/kap02_eng.htm)
- Entscheidung der Europäischen Kommission 2002/657/EG
- Glassmeyer, S., Furlong, E., Kolpin, D., Cahill, J., Zaugg, S., Werner, S., Meyer, M., Kryak, D.: Transport of Chemical and Microbial Compounds from Known Wastewater Discharges: Potential for Use as Indicators of Human Fecal Contamination. Environ. Sci. Technol., 2005, 39 (14), 5157-5169

- Gonzalez-Barreiro, C.; Martinez-Carballo, E.; Sitka, A.; Scharf, S. & Gans, O.:  
Method optimization for determination of selected perfluorinated alkylated  
substances in water samples. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, Volume 386,  
Numbers 7-8 / December 2006
- Guidance on Surface Water Chemical Monitoring (Guidance no. 19):  
[http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework\\_directive/guidance\\_](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents&vm=detailed&sb=Title)  
[documents&vm=detailed&sb=Title](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents&vm=detailed&sb=Title)
- Heberer, T., Zühlke, S., Fanck, B. : Arzneimittelrückstände in der aquatischen Umwelt  
in Laborpraxis, 2004 (<http://www.laborpraxis.vogel.de/articles/106481/>)
- Loos, R., Gawlik, B. M., Locoro G., Rimaviciute, E., Serafino Contini, S., Giovanni  
Bidoglio, G.: EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European  
river waters; *Environmental Pollution* 157 (2009), 561–568
- ÖNORM EN ISO 10695 (November 2000): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung  
ausgewählter organischer Stickstoff- und Phosphorverbindungen –  
Gaschromatographische Verfahren (ISO 10695:2000)
- Martinez-Carballo, E., Gonzales-Barreiro, C., Sitka, A., Scharf, S. und Gans, O.:  
Determination of selected organophosphate esters in the aquatic environment of  
Austria *Science of the Total Environment*, 388, S. 290-299 (2007)
- Reemtsma, T., Weiss, S., Mueller, J., Petrovic, M., Gonzalez, S., Barcelo, D., Ventura,  
F., Knepper, T. P.: Polar Pollutants Entry into the Water Cycle by Municipal  
Wastewater: A European Perspective. *Environmental Science & Technology*, 40  
(17) (2006), 5451 - 5458
- Seiwert, B., van Leeuwen, S., Hayen, H., Vogel, M. und Karst, U.:  
„Flüssigchromatographie und Massenspektrometrie für die Analytik unpolarer  
Verbindungen“ <http://www.aktuelle-wochenschau.de/2005/woche26/woche26.html>
- Umweltbundesamt, 2000. Abwasser- und Klärschlammuntersuchungen in der  
Pilotkläranlage Entsorgungsbetriebe Simmering (EbS). Umweltbundesamt  
Monographien. UBA M-121. ISBN 3-85457-537-8.
- Umweltbundesamt 2004. Untersuchung von Donausedimenten und Schwebstoffen auf  
ausgewählte organische Stoffe. BE-249. ISBN 3-85457-739-7
- Umweltbundesamt 2006. Carbamazepin und Koffein - Potenzielle Screeningparameter für  
Verunreinigungen des Grundwassers durch kommunales Abwasser? REP-0061.  
ISBN 3-85457-859-8
- Wikipedia 2009. <http://de.wikipedia.org/wiki/Chemikalie> (9.2.2009)
- Wikipedia 2009. <http://de.wikipedia.org/wiki/Sucralose> (20.2.2009)

**Korrespondenz an:**

Sigrid Scharf

Umweltbundesamt  
Abteilung Organische Analysen  
Spittelauer Lände 5  
1090 Wien

Tel: 01 31 304 / 5290

[sigrid.scharf@umweltbundesamt.at](mailto:sigrid.scharf@umweltbundesamt.at)

# **Anthropogene chemische Substanzen in Gewässern: Wirktests oder chemische Einzelanalytik**

Britta Grillitsch

Veterinärmedizinische Universität Wien

Department für Biomedizinische Wissenschaften

**Abstract:** There is concern about anthropogenic chemical substances which may elicit dangerous (mutagenic, cancerogenic, reprotoxic, endocrine disruptive) or critical (developmentally toxic, neurotoxic, immunotoxic) effects in aquatic biosystems. Such effects may result from low environmental concentrations being frequently close to the detection limits of the analytical chemistry. During the past decades, progress was achieved in water quality improvement and reduction of point-source pollution. Now water quality management faces new challenges, namely micropollution from non-point source pollution and complex multi-stressor scenarios fired by direct and indirect consequences of climate change. For effective and efficient exposure characterization within Environmental Risk Assessment and Environmental Monitoring, effect-based pollutant detectors (biochemical Biosensors and Biomarkers) should be further developed, validated and implemented. In principle, biosensors are particularly qualified for detecting certain chemical substances or categories at very low concentrations in complex mixtures. Except for first screening, both biosensor analysis and chemical analysis are not designed to directly contribute to effect characterization other than in first screening steps. For effect characterization, biotests which follow international guidelines offer a balanced equilibrium between practicability and ecotoxicological relevance. Based on these procedures, research and technology should focus on linking biochemical biomarkers with fitness-related effects which are relevant to the viability of organisms, populations and biocoenoses.

**Key Words:** Risk Assessment, Ecotoxicology, Environmental Health, Biotests, Effects on Biotic Systems, Effect Based Pollution Detection, Micropollution

Risikoabschätzung, Ökotoxikologie, Umweltgesundheit, Biologische Prüfverfahren, Wirkungsanalyse, Biotests, Biosensoren, Wirkungsorientierte Umweltanalytik

## 1 Problemidentifikation

Aquatische Ökosysteme sind weltweit Belastungen ausgesetzt, welche in großem Ausmaß durch menschliche Aktivitäten verursacht werden. Die Belastungsursachen sind vielfältig („Multi-stressor Szenario“), die Auswirkungen beträchtlich, und ihr Verlauf – gemessen an erd- und naturgeschichtlichen Zeiträumen – rasant („krisenhaft“). Kontamination von Gewässern mit chemischen Substanzen gilt als eine wesentliche Belastungskategorie (EEA 2007; IUCN 2008; OECD 2008). Umweltprobleme mit Auswirkungen auf die Gewässergüte sind global, wenngleich mit deutlich unterschiedlichen regionalen Ausprägungen und Gewichtungen. Nach „OECD-Umweltausblick bis 2030“ (OECD 2008) ergeben sich gestützt auf Projektionen wirtschaftlicher und ökologischer Trends bis 2030 folgende vier Problembereiche: (1) Klima, (2) Biologische Vielfalt und erneuerbare natürliche Ressourcen; (3) Wasser; (4) Abfälle und chemische Gefahrstoffe. Diesen vier Bereichen werden direkte und indirekte vorrangige Problemursachen (Umweltprobleme), gewichtet nach Dringlichkeit des Handlungsbedarfs („Ampelsignal“) zugeordnet.

Für den Bereich (3) „Wasser“ werden im Umweltausblick die Hauptprobleme wie folgt eingestuft:

(a) Gut bewältigte Probleme, bei denen aber weiter Wachsamkeit geboten ist („Grüne Ampel“): Wasserverschmutzung aus Punktquellen im OECD-Raum (Industrie, Gemeinden); (b) Probleme mit Handlungsbedarf („Gelbe Ampel“) Oberflächenwasserqualität und Abwasserentsorgung; (c) Probleme mit dringendem Handlungsbedarf („Rote Ampel“): Wassermangel; Grundwasserqualität; Landwirtschaftliche Wassernutzung und -verschmutzung.

Als weitere für die Wassergütwirtschaft relevante Umweltprobleme mit dringendem Handlungsbedarf („Rote Ampel“) werden angeführt: aus dem Bereich (1) „Klima“ die zunehmenden Anzeichen sich bereits ändernder Klimaverhältnisse; im Bereich (2) „Biologische Vielfalt“ eine Reihe struktureller und funktioneller Veränderungen von Ökosystemen; und schließlich im Bereich (4) „Abfälle und chemische Gefahrstoffe“ Chemikalien in Umwelt und Produkten.

Für die Europäische Union zeigen die von der Europäischen Umweltagentur beschriebenen Trends in den Indikatoren für Oberflächengewässer generell eine Verminderung der Belastungen im Verlauf der vergangenen 10-20 Jahre mit aktuell beginnender Stagnation an (z.B. für Eutrophierung und landwirtschaftlichen Düngemiteleinatz); im Grundwasser sind für Nitrat und Pestizide weiträumig hohe Belastungen bekannt; auf potentielle Trendumkehr weisen parallele Produktionssteigerungen der Chemischen Industrie (trotz hohen Exportanteils) und des landwirtschaftlichen Bioethanol- und Biodieselsektors (2000-2006) hin (EEA 2004-2009).

Zusammenfassend lassen die Europäischen Produktions-, Verteilungs- und Expositionsdaten zumindest keine Verminderung der in die Umwelt ausgebrachten Quantitäten chemischer Substanzen erwarten. Darüber hinaus ergeben sich „Neue Herausforderungen an die Wassergütwirtschaft“ in folgenden Problembereichen:

- 1) Qualität und Diversität ökotoxikologisch relevanter chemischer Substanzen [für die EU: ca. 100000 „Existing Substances“ (EC 2006a); ca. 500 vermutete „Endocrine Disrupters“, davon aktuell ca. 150 Kategorie 1, 100 Kategorie 2 sowie 250 besonders unzureichend untersucht (EC 2007a); rund 1000 „Active Substances“ in Pestiziden (EC 2008)] insbesondere für Substanzen, die
  - a) bereits in niedrigen Konzentrationen [„Micropollutants“, Schwarzenbach et al. 2006)] als gefährlich eingestufte Wirkungen [„Hazard Criteria“: mutagen, cancerogen, reproduktionstoxisch, endokrinschädlich; „Critical Effects“: entwicklungs-, neuro- oder immuntoxisch (EC 2009a)] verursachen können bzw.
  - b) deren Verfügbarkeit und Wirksamkeit unzureichend bekannt ist [viele neue „Emerging Pollutants“ (UBA 2009), aber auch ein großer Anteil der alten Bekannte wie die „Existing High-Volume Chemicals“ (EC 2006a).
- 2) Diffuse Ausbreitungs- und Eintragungspfade ökotoxikologisch relevanter chemischer Substanzen („Non-point Source Pollution“, „Remobilisation from Pollutant Sinks“), insbesondere
  - a) lokal und regional aus Landwirtschaft, Abfallbeseitigung, Sedimenten,

- b) überregional aus Landwirtschaft, Industrie und Transport; sowie
  - c) für besonders exponierte, sensible oder geschützte Gewässerkategorien (Grundwasser, Alpenseen, Flussauen, Flussmündungsbereiche, Kleingewässer).
- 3) Vielfalt ökotoxikologisch relevanter Interaktionen der chemischen Substanzen, ihrer Beimengungen und Abbauprodukte untereinander und mit anderen Belastungsfaktoren („Modulators of Toxicity“, „Multi-stressor Szenario“), insbesondere direkte und indirekte Auswirkungen des Klimawandels [Temperatur-Nährstoffe-Eutrophierungs-Kaskade (IPCC 2007; EEA 2008; UNEP 2009; USEPA 2009)].
- 4) Dringlichkeit aufgrund zunehmender Komplexität und Beschleunigung.

## 2 Problemmanagement

Den rechtlichen Rahmen der Problemmanagementkaskade zur Verminderung von Umweltbelastungen durch chemische Substanzen bilden - entsprechend der Globalisierung der Umweltprobleme - internationale und transnationale Übereinkommen (UNEP 2009). In der Europäischen Union besteht dazu ein Regelwerk, welches auf den Grundsätzen von u.a. Vorbeugung („Precautionary Principle“), Kontrolle und Verursacherverantwortung zur nachhaltigen Nutzung von Lebensgrundlagen („Sustainability“) basiert und mehrere Politik- bzw. Rechtsbereiche vernetzt [z.B. Wasser (WRRL, EC 2000), Chemikalien (REACH, EC 2006b), Pflanzenschutz (PPPs, EC 2006c, 2009a), Biozide (EC 2007b), Gesundheit (MRLs, EC 2009b, c)]. Internationale Harmonisierung von Verfahren ist dringlich und schreitet voran [„Strategic Approach to International Chemicals Management“ (SAICM); „Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals“ (GHS)].

Im konzeptuellen Rahmen des Problemmanagements für chemische Substanzen steht die Risikoabschätzung [Umweltrisikoprüfung, „Environmental Risk Assessment“; z.B. U.S. EPA 1998; EC 2000; Barbour et al. 2004; Suter (2007)]. Im ERA werden zur prospektiven und retrospektiven Risikocharakterisierung Ursache (Expositionscharakterisierung) und Wirkung (Wirkungscharakterisierung) zueinander in Beziehung gesetzt. Im prospektiven ERA

stehen die Abschätzung von Verfügbarkeit und Wirksamkeit chemischer Substanzen in biologischen Systemen und damit biologische Indikationsverfahren im Vordergrund. Im retrospektiven ERA kommen - einander ergänzend – in der Ursachenanalyse vorwiegend chemische und in der Wirkungsanalyse biologische Indikationsverfahren zur Anwendung. Franz und Deutsch (2008) geben dazu einen umfassenden „Bericht über das Überwachungsprogramm für die Oberflächengewässer in Österreich nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie und des Österreichischen Wasserrechtsgesetzes“ und eine Zusammenstellung des für Österreich gültigen Rechtsrahmens.

Von unmittelbarer Bedeutung für die Wassergütwirtschaft in den Bereichen Umweltmonitoring, Emissions- und Immissions-Monitoring ist die effektive und effiziente Identifikation ausgewählter chemischer Substanzen oder Substanzgruppen in abiotischen und biotischen Kompartimenten. Dazu dominieren im chemischen Umweltmonitoring wie in der konventionellen Umweltanalytik, als Teilgebiet der chemischen Analytik, chemische Verfahren der Einzelstoff- und Summenparameter-Bestimmung. Im biologischen Umweltmonitoring gewinnen zunehmend Bioindikatoren der „Gefährlichen“ und „Kritischer Wirkungen“ an Bedeutung.

Unter Berücksichtigung der im vorigen Abschnitt identifizierten Problembereiche versprechen wirkungsorientierte Identifikationsverfahren („Effect-based Pollutant Detectors“) für das Problemmanagement effektive und effiziente Neuerungen und stellen aktuelle Herausforderungen an anwendungsorientierte Forschung und Entwicklung dar.

### **3 Ökotoxikologie, biologische Indikationsverfahren, Wirktests**

Ökotoxikologie beschreibt Art, Ausmaß und Verlauf von Wirkungen, welche anthropogene chemische Substanzen (Prüfsubstanzen, Leitsubstanzen) oder mit diesen belastete Umweltmedien (z.B. Wasser, Sediment, Abwasser, Boden) in biologischen Systemen verursachen. Grundlage sind stets gesicherte Ursachen-Wirkungsbeziehungen.



Die ökotoxikologische Kinetik charakterisiert dabei Veränderungen, welche eine bestimmte Substanz in einem Biosystem erfährt („Exposure / Fate Characterization“: z.B. Substanzcharakteristikum BCF, Biokonzentrationsfaktor nach OECD Guideline for the Testing of Chemicals No. 305: „Bioconcentration: Flow-through Fish-Test“; z.B. Konzentrationen einer Substanz in Fischen).

Die ökotoxikologische Dynamik charakterisiert ausgewählte Veränderungen eines biologischen Systems unter Einwirkung der Substanz in Raum und Zeit (Konzentrations-, Verteilungs- und Wirkungsverlauf; „Effect / Response Characterization“; z.B. Substanzcharakteristikum EC50, Mediane Effektive Konzentration für die Reproduktionshemmung bei Daphnien nach OECD Guideline for the Testing of Chemicals No. 211: „Daphnia magna Reproduction Test“).

Die Ökotoxikologie bedient sich einer großen Vielfalt biologischer Indikationsmodelle und -verfahren; ihre Ergebnisse tragen wesentlich zur Umweltrisikoaabschätzung und zum Umweltmonitoring bei. Substanzwirkungen können prinzipiell auf allen Ebenen biologischer Integration von Ökosystemen ausgeprägt sein und gemessen werden. Dementsprechend finden ökotoxikologische Untersuchungen auf allen Ebenen von Molekül, Zelle, Gewebe, Organ, Organismus, Population, bis Lebensgemeinschaft statt. Als biomedizinische Umweltwissenschaft und aus pragmatischer Sicht konzentriert sich die Ökotoxikologie auf Organismen (organismische und infraorganismische Ebenen) in ganzheitlicher Sicht.

Mit zunehmender Komplexität des untersuchten Biosystems nehmen Variabilität und damit benötigte Stichprobenumfänge zur statistischen Absicherung von Ursachen-Wirkungsbeziehungen zu [Dell et al. 2002; Wahrheit (“Accuracy”: closeness of computations or estimates to the exact or true values that the statistics were intended to measure) vs. Genauigkeit (“Precision”: the property of the set of measurements of being reproducible or of an estimate of having small random error of estimation (OECD 2009))].

Die Systematik ökotoxikologischer Modelle differenziert in aufsteigender Komplexität bzw. räumlicher und zeitlicher Ausdehnung folgende einander ergänzende Modellkategorien (a) *in silico*, *in vitro*, *in vivo* vs. *in situ*; (b) *single-species* vs. *multi-species*; (c) *single-stressor* vs. *multi-stressor*; (d)

Kurzzeit vs. Langzeit (acute to chronic; partial-, single-, multi-generation); (e) Labor vs. Freiland (laboratory, semi-field, field; bypass, enclosure, artificial stream, pond, ecosystem).

Ökotoxikologie, Umweltrisikoaabschätzung und Umweltmonitoring sind relativ junge und interdisziplinäre Arbeitsgebiete. Dementsprechend uneinheitlich ist oft die Terminologie, wie auch im Fall der biologischen Indikation („Bioindikation“). Dieser Abschnitt folgt dazu weitgehend den Vorschlägen von IUPAC (2006), Norberg et al. (2008), OECD (2009) und UN (2007): „Biologisches Indikatorsystem“ („Bioindikator“, sensu Merkmalsträger) bezeichnet jedes biologische System, welches geeignet ist, Anwesenheit und/oder Wirksamkeit einer chemischen Substanz im System durch Veränderungen in der Ausprägung „Biologischer Indikationsmerkmale“ anzuzeigen.

Der Begriff „Bioindikator“ bezeichnet gleichermaßen Indikatorsystem (z.B. Population einer Tierart) und Indikationsmerkmal (z.B. Populationsdichte). Innerhalb der „Bioindikatoren“ werden (a) Reaktions- von Akkumulationsindikatoren, sowie (b) „Biomonitore“ (Parameter der organismischen und supra-organismischen Ebenen) von „Biomarkern“ (Parameter der organismischen und infra-organismischen Ebenen) unterschieden.

„Biologische Indikationsverfahren“ umfassen „Biosurveys“ (unter Freilandbedingungen durchgeführte Untersuchungen) und „Biotests“ („Bioassays“, Wirktests, unter Laborbedingungen durchgeführte Untersuchungen). „Biomonitoring“ (aktives vs. passives) bezeichnet Untersuchungen mit zeitlich und/oder räumlich ausgedehnten Messreihen, die sowohl mittels Biosurveys (z.B. Fisch Bestandsmonitoring) als auch Bioassays (z.B. Bypassmonitoring auf Östrogen wirksame Substanzen in Kläranlagenabwasser) erhoben werden können.

Die im Rahmen der Umweltrisikoaabschätzung und des Umweltmonitorings durchzuführenden ökotoxikologischen Biotests haben ein hohes Ausmaß an Standardisierung und Kontrolle sowie internationale Harmonisierung erreicht [„Guidelines for the Testing of Chemicals“ (OECD 1984-2009); Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (UN 2007); DIN EN ISO bzw. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; American Society for Testing and Materials (ASTM)

Standard Guidance Documents, US EPA, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances (OPPTS) u.a.m]. Sofern rechtsrelevant, sind diese Untersuchungen nach den Prinzipien der Good Laboratory Practice (GLP) durchzuführen (OECD 1995-2007)].

Diese konventionellen Biotests erreichen ein Höchstmaß an Praktikabilität sowie ökologischer Relevanz durch ihre Ausgewogenheit in der Wechselbeziehung zwischen statistischer Wahrheit und Genauigkeit, indem sie das Modell einer Nahrungskette in Form einer aus Single-species Biotests bestehenden Testbatterie darstellen, die mehrere ökologische Trophiestufen repräsentiert, letale und subletale Wirkungen sowie kritische Lebensphasen berücksichtigt. Diese Testbatterie ist geeignet, Einzelsubstanzen oder komplexe Mischungen auf ökotoxikologisch relevante Wirkungen in biologisch-taxonomischer Breite zu überprüfen.

So kommen zusammengefasst am Beispiel des wenig komplizierten GHS-Systems [(Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (UN 2007)] zum Einsatz: (a) Konsumenten höherer Ordnung [Fische: 96 Stunden LC50 (OECD Test Guideline 203 o.Ä.)]; (b) Primärkonsumenten [Kleinkrebse: 48 Stunden EC50 (OECD Test Guideline 202 o.Ä.)]; (c) Primärproduzenten [Algen 72 Stunden EC50 (OECD Test Guideline 201 o.Ä.)]; (d) kritische Lebensphasen [Fische: Frühe Entwicklungsstadien (OECD Test Guideline 210, 211) oder Kleinkrebse: Reproduktion (OECD Test Guideline 211)]. Biotests mit Belebtschlamm (z.B. Test No. OECD Test Guideline 209: Activated Sludge, Respiration Inhibition Test) zählen zu den etablierten Multi-species Biotest.

Wesentliche Effizienzsteigerung können Untersuchungen mit Biotests generell durch statistisch korrekte Planung, Durchführung und Auswertung erfahren (OECD 2006). Die Effizienz der Durchführung von Standard-Biotests kann weiters durch den Einsatz sog. Toxkit Mikrobiotests gesteigert werden. Hierbei handelt es sich um kommerziell erhältliche Testkits, die für alle oben angeführten Kurzzeit-Standardtests mit Algen und Invertebraten die vollständige Materialausstattung inklusive der Testorganismen (immobilisiert oder als Dauerstadien) qualitätsgesichert zur Verfügung stellen (z.B. Wadhiaa & Thompson 2007).

Diese konventionellen Biotests sind allerdings wenig geeignet, gefährliche und kritische Wirkungen wie jene auf Hormon- und Nervensystem zu erfassen, die bereits von sehr niedrigen Substanzkonzentrationen verursacht werden können. Im vergangenen Jahrzehnt war man deshalb international um eine Steigerung der Effektivität der Risikoabschätzung hinsichtlich der Erfassung endokriner Wirkungen bemüht; auf Basis umfassender Reviews bestehender Testsysteme wurden neue Verfahrensrichtlinien entwickelt und validiert (EC 1996-2009; OECD 1996-2009; US EPA 1998-2009). Als Screening Tests wurde eine Anzahl von in vitro Verfahren entwickelt (Ligand Binding Assays; Zellkultur Assays: z.B. Fish Hepatozyten Vitellogenin Assay; Reporter Gen Assays). Ein einziges in vitro Verfahren kann die Vielfalt möglicher endokriner Wirkungen entlang der verschiedenen hormonellen Achsen aber nicht erfassen (z.B. die entlang der bislang am besten dahingehend untersuchten sog. Hypothalamo-Hypophysen-Gonaden Achse wirkenden Agonisten und Antagonisten von Östrogen und Androgenen sowie Aromatase Inhibitoren). Ebenso wenig kann die Wirksamkeit einer bestimmten hormonell aktiven Substanz in Organismen durch in vitro Verfahren wie z.B. Rezeptorbindungs Assays ausreichend abgebildet werden. Denn im intakten Organismus bestimmen vielfältige Transport- und Metabolisierungs-mechanismen die Verfügbarkeit der Testsubstanzen an den Rezeptoren; aber auch die Verfügbarkeit von Rezeptoren variiert je nach Tierart, Entwicklungsstadium und Vorbelastung und bestimmt den Wirkungsverlauf schließlich mit. Zur Absicherung endokriner Wirkungen müssen deshalb auch hier standardisierte, längerfristige single-species Biotests durchgeführt werden wie z.B. im 21 Tage Fischtest (The Fish Screening Assay for Endocrine Active Substances, OECD 2007). Im Rahmen konventioneller Biotests (z.B. mit Daphnien oder Fischen) können auch ethophysologische Veränderungen (endokrine, respiratorische und lokomotorische Aktivität) mittels moderner Biomarker und Bildverarbeitungsverfahren effizient analysiert werden. Solche Wirkungen integrieren Veränderungen auf infra-organismischen Ebenen, zeigen bereits nach kurzer Exposition als Summenparameter den Gesamtbelastungsstatus der Tiere, oder die Anwesenheit grenzflächen-schädigender und neurotoxischer Wirkungen an und sind in hohem Maße für die Fitness relevant.

Mit der Ausprägung des Merkmals Vitellogeninproduktion bei Männchen bieten Fische einen einzigartig sicheren Biomarker für exogene östrogen wirksame Substanzen (Hutchison et al. 2008). Aber auch für andere Substanzklassen

stehen bereits spezifische biochemische Biomarker zur Verfügung: z.B. Hemmung des Neurotransmitters acetylcholine esterase (Neurotoxische Organophosphate und Carbamate); Hemmung des Enzyms delta-aminolevulinic acid dehydratase (Bb); Induction von Metallothioneinen (Cd, Hg, Cu, Zn) u.a.

Auch neue Entwicklungen von in vitro Assays im Bereich Genomics wurden auf ihren Einsatz in Ökotoxikologie, Risikoabschätzung und Umweltmonitoring analysiert (OECD 2002-2004; US EPA 2004). Toxikogenomics kann grundsätzlich alle molekularen Mechanismen und entsprechenden molekularen Biomarker der Toxizität chemischer Substanzen aufzeigen, aber auch in diesem Gebiet ist noch viel Grundlagenforschung zu leisten, um für die einzelnen relevanten Wirkungskategorien die Möglichkeiten und Grenzen der Genomics-basierten Extrapolation von molekularen Wirkungen auf Wirkungen im Gesamtorganismus aufzuzeigen.

Von besonderem Interesse für ein effizientes Umweltmonitoring zum Nachweis von Substanzen mit ökotoxikologisch kritischen Wirkungen sind Verfahren der wirkungsbasierten Stoffidentifikation mittels Biosensor-Technologie [„Pollutant Detector“, Effektorientierte (Schad)stoffidentifikation]. Biosensoren stellen biologische Indikationsverfahren mit besonders enger Verknüpfung zwischen Biotest und chemischer Analytik dar (Obst & Brenner-Weiß 2002; Coors 2004). Biosensoren bestehen aus einem in vitro Biosystem, dessen biochemische Reaktion in ein elektrisches, thermisches oder optisches Signal umgewandelt wird [A device that uses specific biochemical reactions mediated by isolated enzymes, immunosystems, tissues, organelles or whole cells to detect chemical compounds usually by electrical, thermal or optical signals (IUPAC 1997-2009)]. Mögliche Biosensorapplikationen für das Umwelt-monitoring sind höchst viel versprechend und umfassten am Beispiel des 2008 abgehaltenen Biosensor Kongresses (Tenth World Congress on Biosensors, Shanghai China, <http://www.biosensors-congress.elsevier.com/scope.htm>) folgende Symposien: DNA chips & nucleic acid sensors; immunosensors; enzyme-based biosensors; organism- and whole cell-based biosensors; natural & synthetic receptors for biosensors; nanomaterials & nanoanalytical systems; new signal transduction technology; systems integration, proteomics and single cell analysis; bioelectronics & biofuel cells; commercial developments, manufacturing and markets. Biosensoren sind in der Humanmedizin (Blutzucker, Schwangerschaft, Drogen), Lebensmittelkontrolle (Toxine), Luftverschmutzung und Sicherheit

(Sprengstoffe, Kampfstoffe) u.a. im Einsatz. Auch für Biosensoren sind die Möglichkeiten zur Extrapolation wie für andere in vitro Verfahren eingeschränkt (Brack & Altenburger 2002; US EPA 2007b).

Grundlage jeder Wirkung einer Substanz ist ihre molekulare Interaktion im Biosystem („Modes of Action“, Wirkmechanismen i.e.S.). In welchem Ausmaß derartige Interaktionen in Biosystemen möglich werden (biologische und toxikologische Verfügbarkeit) und sich in der Folge darin ausbreiten (von zellulären biochemischen Signalwegen über ökophysiologische Wirkungskaskaden bis zu den Ernährungsgrundlagen des Menschen) und selbst über Generationen weiter bestehen („Transgenerational Effects“) wird von (a) Art und Ausmaß der Belastung sowie (b) Anpassungsfähigkeit des Biosystems bestimmt (Regulation und Reparatur auf Basis Konstitution und Kondition). Von Bedeutung ist hier auch die Unterscheidung zwischen Wirkungen (Abweichung von einem Ausgangs- oder Referenzwert) innerhalb („physiologische“ Wirkung) und außerhalb („schädliche“ Wirkung) des Regulationsbereiches des untersuchten Biosystems. Derart komplexe biologische Abläufe können in ihrer Gesamtheit in infraorganismischen Modellen für die Umweltrisikoaabschätzung nicht ausreichend abgebildet werden.

#### **4 Zusammenfassung und Ausblick**

Ziel nachhaltiger Nutzung der menschlichen Umwelt ist der Erhalt intakter natürlicher Ökosysteme als Lebensgrundlage („Ecosystem Services“) des Menschen und seiner Nachkommen. Ausmaß, Art und Vielfalt chemischer Substanzen in Gewässern geben aktuell Anlass zur Besorgnis - insbesondere in Hinblick auf jene mit als besonders gefährlich (mutagen, kanzerogen, reproduktionstoxisch, endokrin schädlich) und kritisch (entwicklungs-, neuro-, und immunotoxisch) eingestuften Wirkungen. Derartige Wirkungen treten bereits in geringen Stoffkonzentrationen auf, welche nahe der Nachweisgrenzen chemisch analytischer Verfahren liegen können. Trotz vielfacher Verbesserungen der Wassergüte und Verringerung der Belastungen aus Punktquellen bestehen nunmehr neue Herausforderungen für die Wassergütewirtschaft in der Verminderung der Belastungen durch diffuse Einträge anthropogener chemischer Substanzen und ihrer Erfassung innerhalb eines komplexen

Mehrfachbelastungs-Szenarios (in Gemeinschaft mit direkten und indirekten Folgen von Klimaveränderungen).

In den Bereichen Umweltrisikoprüfung, Umwelt-, Emissions- und Immissionsmonitoring sollten zur Expositionscharakterisierung wirkungsbasierte Schadstoffindikatoren (biochemische Biosensoren und Biomarker) weiter bzw. neu entwickelt und validiert werden. Biosensoren sind besonders gut geeignet, bestimmte chemische Substanzen oder Substanzklassen zu detektieren, selbst wenn diese in niedrigen Konzentrationen in komplexen Proben vorliegen. Abgesehen von Screening Analysen tragen Biosensorverfahren und chemische Analytik nur wenig zur Wirkungscharakterisierung bei.

Zur Wirkungscharakterisierung bieten Biotests nach internationalen Verfahrensrichtlinien ein ausgewogenes Gleichgewicht zwischen Praktikabilität und ökotoxikologischer Relevanz. Auf Grundlage dieser Verfahren sollten Forschung und Entwicklung sich darauf konzentrieren, Grundlagen zur Extrapolation zwischen biochemischen Biomarkern und gefährlichen bzw. kritischen Wirkungen herzustellen, die für die Fitness der Organismen und damit den Bestand von Populationen und Lebensgemeinschaften relevant sind.

## 5 Literatur

- Barbour M.T., Norton S.B., Preston H.R., & Thornton K.W. (2004): Ecological Assessment of Aquatic Resources: Linking Science to Decision-Making. SETAC, Society for Environmental Toxicology and Chemistry. Pensacola, Florida, U.S.A.
- Brack W., Altenburger R. (2002): Effektorientierte Identifikation toxischer Verbindungen. Eine wichtige Voraussetzung für Gefährdungsabschätzung und Sanierung komplex belasteter Umweltkompartimente. Mitteilungsblatt der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie 8:1-4.
- Coors A. (2004): Estrogene Aktivität im Abwasser – Nachweis mit Hilfe eines biologischen Wirktests und Erfassung der Elimination bei weitgehender Abwasserreinigung. Publikationsreihe des interdisziplinären Umwelt-Forums der RWTH Aachen., Germany
- Dell R.B., Holleran S., Ramakrishnan R. (2002): Sample Size Determination. ILAR Journal 34:207-213.
- EC, European Commission (1996-2009) Endocrine Disrupters Strategy  
[http://ec.europa.eu/environment/endocrine/strategy/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/endocrine/strategy/index_en.htm);

- EC, European Parliament and Council (2000): "Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy" (EU Water Framework Directive, WFD). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. (EU-Wasserrahmenrichtlinie, WRRL).  
[http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index\\_en.html](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html)
- EC, European Commission (2006b): Environment fact sheet: REACH  
[http://ec.europa.eu/environment/chemicals/reach/reach\\_intro.htm](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/reach/reach_intro.htm)
- EC, European Parliament and Council (2006b): Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC.
- EC, European Parliament and Council (2006c): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action to achieve a sustainable use of pesticides.  
<http://ec.europa.eu/environment/ppps/home.htm>
- EC, European Commission (2007a): Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals. Revised Report to the DG Environment. DHI Water & Environment. Horsholm, Denmark.  
[http://ec.europa.eu/environment/endocrine/strategy/substances\\_en.htm#report1](http://ec.europa.eu/environment/endocrine/strategy/substances_en.htm#report1)
- EC, European Commission (2007b): Commission Regulation No 1451/2007 of 4 December 2007 on the second phase of the 10-year work programme referred to in Article 16(2) of Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.
- EC, European Commission (2008): New rules on pesticide residues in food Fact Sheet  
[http://ec.europa.eu/food/plant/protection/pesticides/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/food/plant/protection/pesticides/index_en.htm)
- EC, European Commission (2009a): European Parliament legislative resolution of 13 January 2009 on the Council common position for adopting a regulation of the European Parliament and of the Council on the placing of plant protection products on the market and repealing Council Directives 79/117/EEC and 91/414/EEC (11119/8/2008 – C6-0326/2008 – 2006/0136(COD)). Brüssel.
- EC, European Commission (2009b): Environment. Policies. Directorate General for the Environment. [http://ec.europa.eu/environment/policy\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/policy_en.htm)
- EC, European Commission (2009c): Plant Protection. Directorate General for "Health and Consumers". [http://ec.europa.eu/food/plant/protection/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/food/plant/protection/index_en.htm)
- EEA, European Environmental Agency. 2004. Indicator Fact Sheet. Pesticides in Groundwater(WHS1a). EEA. Copenhagen. Denmark.  
[http://themes.eea.europa.eu/Specific\\_media/water/indicators/WHS01a%2C2004.05](http://themes.eea.europa.eu/Specific_media/water/indicators/WHS01a%2C2004.05)



- EEA, European Environmental Agency. 2007. Europe's environment. The fourth assessment. EEA. Copenhagen. Denmark. < <http://www.eea.europa.eu/> >
- EEA, European Environmental Agency. 2009. CSI 020 - Nutrients in freshwater – - Assessment published Jan 2009; EEA, European Environmental Agency. 2009. CSI 024 - Urban waste water treatment - - Assessment published Jan 2009. <http://www.eea.europa.eu/themes/water/indicators>
- Franz, W., Deutsch, K. (2008): GZÜV – Oberflächengewässer (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung). Umsetzung 2007-2009. Bericht über das Überwachungsprogramm für die Oberflächengewässer in Österreich nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie und des Österreichischen Wasserrechtsgesetzes. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion VIII. Wien. <http://www.wassernet.at/article/archive/6423/>
- Hutchinson T.H., Ankley G.T., Helmut Segner H., Tyler C.R.(2006): Screening and Testing for Endocrine Disruption in Fish—Biomarkers As “Signposts,” Not “Traffic Lights,” in Risk Assessment. Environmental Health Perspectives 114(S1):106-114.
- Ibelings BW & Havens KE (2008): Chapter 32: Cyanobacterial toxins: a qualitative meta-analysis of concentrations, dosage and effects in freshwater, estuarine and marine biota. Pp. 675-732. Cyanobacterial Harmful Algal Blooms. H. Kenneth Hud-nell H.K. Editor: Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Springer. [http://www.epa.gov/cyano\\_habs\\_symposium/monograph.html](http://www.epa.gov/cyano_habs_symposium/monograph.html)
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): Climate Change 2007: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Parry, Martin L., Canziani, Osvaldo F., Palutikof, Jean P., van der Linden, Paul J., and Hanson, Clair E. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. <http://www.ipcc-wg2.org/index.html>
- IUCN, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2008):2008 IUCN Red List of Threatened Spe-cies. <http://www.iucnredlist.org>
- IUPAC, International Union of Pure and Applied Chemistry. (1997-2009). Compendium of Chemical Terminology, 2nd ed. (the "Gold Book"). Compiled by A. D. McNaught and A. Wilkinson. Blackwell Scientific Publications, Oxford (1997). XML on-line corrected version: <http://goldbook.iupac.org> (2006-) created by M. Nic, J. Jirat, B. Kosata; updates compiled by A. Jenkins. ISBN 0-9678550-9-8. Last update: 2009-02-17; version: 2.0.3.
- Nordberg M.; Templeton D.M.; Andersen O.; Duffus J.H. (2008): Glossary of Terms Used in Ecotoxicology. IUPAC, International Union of Pure and Applied Chemistry. Chemistry and Human Health Division.
- Obst U., Brenner-Weiß G. (2002): Zielgerichteter Stoffnachweis im Wasser. Wirkungsbezogene Analytik. Chemie in unserer Zeit 36:156-162.

- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development (1984-2009): Guidelines for the testing of chemicals. Section 2: Effects on Biotic Systems, Section 3: Degradation and Accumulation. OECD, Paris, France.
- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development (1995-2007): Series on Principles of Good Laboratory Practice and Compliance Monitoring.
- OECD Organisation for Economic Cooperation and Development (1996-2009): Endocrine Disrupter Testing and Assessment.  
[http://www.oecd.org/document/62/0,3343,en\\_2649\\_34377\\_2348606\\_1\\_1\\_1\\_1,00.html](http://www.oecd.org/document/62/0,3343,en_2649_34377_2348606_1_1_1_1,00.html)
- OECD (2002-2004): OECD Activities to Explore and Evaluate Regulatory Application of Genomic Methods; Toxicogenomics.  
[http://www.oecd.org/document/29/0,3343,en\\_2649\\_34377\\_34704669\\_1\\_1\\_1\\_1,00.html](http://www.oecd.org/document/29/0,3343,en_2649_34377_34704669_1_1_1_1,00.html)
- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development (2006): Current approaches in the statistical analysis of ecotoxicity data: a guidance to application. Environment Health and Safety Publications. Series on Testing and Assessment No. 54. Paris. France
- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development (2007-2009): OECD Glossary of Statistical Terms. <http://stats.oecd.org/glossary/index.htm>
- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development (2008): Environmental Outlook to 2030. OECD-Umweltausblick bis 2030. OECD, Paris, France.
- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development. (2009). OECD Quantitative Structure-Activity Relationships [(Q)SARs] Project. OECD, Paris, France. <http://www.oecd.org>
- Schwarzenbach, R.P., Escher B.I., Fenner K., Hofstetter T.B., Johnson C.A., von Gunten U., Bernhard Wehrli B. (2006): The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313:1072 – 1077.
- Suter II, G.W. (2007): Ecological Risk Assessment. CRC Press. Boca Raton, Florida, U.S.A.
- UN, United Nations (2007): Globally harmonized system of classification and labelling of Chemicals (GHS). Second revised edition. UN, United Nations, Geneva, Switzerland. [http://www.unece.org/trans/danger/publi/ghs/histback\\_e.html](http://www.unece.org/trans/danger/publi/ghs/histback_e.html)
- UNEP, United Nations Environment Programme 2004. Freshwater in Europe. UNEP/DEWA-Europe. Châtelaine. Switzerland.  
[http://www.grid.unep.ch/product/publication/freshwater\\_europe.php](http://www.grid.unep.ch/product/publication/freshwater_europe.php)
- UNEP, United Nations Environmental Programme (2009): Division of Environmental Law and Conventions. Nairobi, Kenya. <http://www.unep.org/dec/>
- UNEP, United Nations Environmental Programme (2009): Climate change.  
<http://www.unep.org/themes/climatechange/default.asp> > Accessed Feb 25, 2009.
- U.S. EPA, United States Environmental Protection Agency. (1998): Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk

- Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R095/002F.  
<http://www.epa.gov/pesticides/ecosystem/ecorisk.htm>
- U.S. EPA Unites States Environmental Protection Agency (1998-2009). Endocrine Disruptors Research.  
<http://es.epa.gov/ncer/science/endocrine/reportspub.html>
- U.S. EPA, Unites States Environmental Protection Agency (2002): Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC, U.S.A. EPA-821-R-02-012
- US EPA (2004) Potential Implications of Genomics for Regulatory and Risk Assessment Applications at EPA. <http://www.epa.gov/osa/genomics.htm>
- U.S. EPA, United States Environmental Agency (2007a): Harmful Algal Blooms.  
<http://www.epa.gov/agriculture/anaqupro.html#Harmful%20Algal%20Blooms> >
- U.S. EPA, United States Environmental Agency (2007b): Bio(Chemical) Sensor.  
<http://www.epa.gov/heads/edrb/biochem/>
- U.S. EPA, United States Environmental Agency (2009): Climate change.  
<http://www.epa.gov/climatechange/index.html>
- U.S. EPA, Unites States Environmental Protection Agency. 2009. Whole Effluent Toxicity. <http://www.epa.gov/waterscience/methods/wet/> >
- Wadhiaa K., Thompson K.C. (2007): Low-cost ecotoxicity testing of environmental samples using microbiotests for potential implementation of the Water Framework Directive. Emerging tools as a new approach for water monitoring. Trends in Analytical Chemistry 26:300-307.

Korrespondenz an:

Ao. Univ.-Prof. Dr. Britta Grillitsch

Abteilung für Aquatische Ökotoxikologie  
Department für Biomedizinische Wissenschaften  
Veterinärmedizinische Universität Wien  
Veterinärplatz 1, A-1210 Wien

Tel: +43 1 25077-4600

Fax: +43 1 25077-4690

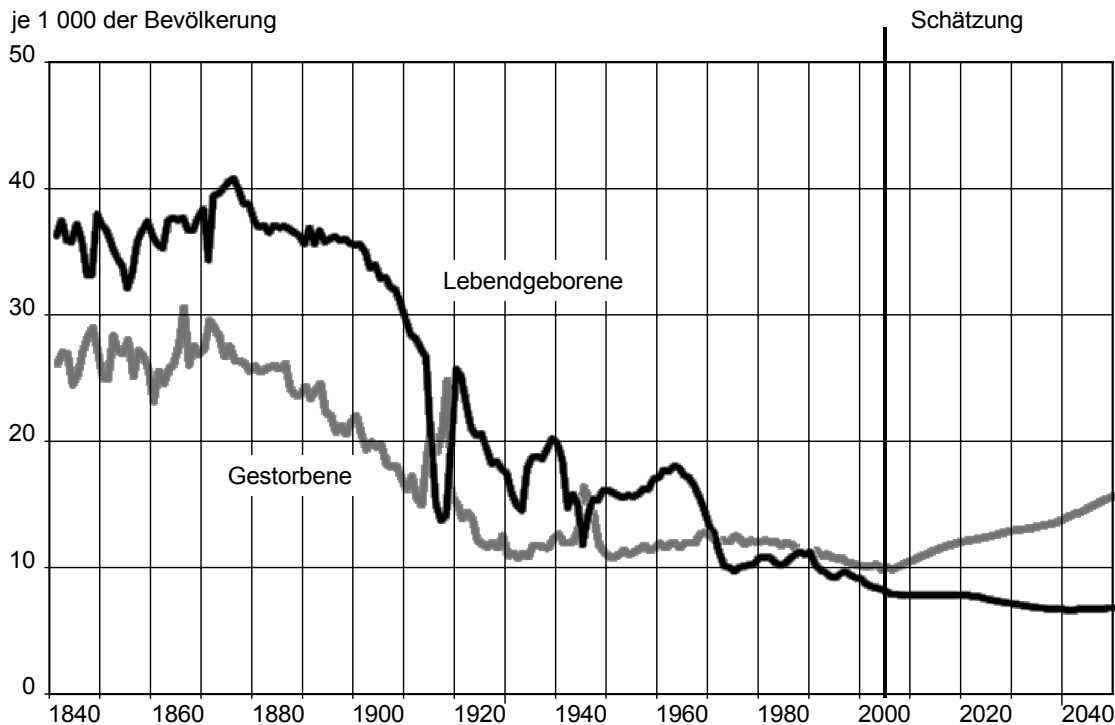
Mail: [britta.grillitsch@vu-wien.ac.at](mailto:britta.grillitsch@vu-wien.ac.at)

# Neue Perspektiven zur Risikoregulierung für Trinkwasser

Martin Exner, Thomas Kistemann, Harald Färber Bonn

## 1 Einleitung

Die sog. „sanitäre Revolution“ mit Verbesserung der Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung im 19. Jahrhundert und Anfang des 20. Jahrhunderts gilt laut einer Umfrage von 11.000 Lesern des British Medical Journal noch vor vielen anderen medizinischen Errungenschaften als die größte medizinische Leistung, die wie kaum eine andere Maßnahme nachhaltig in den entwickelten Ländern die Lebenserwartung erhöht und die Lebensqualität verbessert hat <sup>1</sup>.



Datenquelle: Statistisches Bundesamt, grafische Darstellung: BiB

**Abbildung 1:** Verlauf der Anzahl Lebendgeborener und Gestorbener je 1000 der Bevölkerung von 1841 bis 2050 nach dem Bevölkerungsbericht 2008 für Deutschland <sup>2</sup>

Tatsächlich begann im zeitlichen Zusammenhang mit der zunächst in großen Städten begonnenen sog. Assanierung der Städte, aber auch durch die verbesserte Lebensmittelversorgung infolge der Erschließung moderner Verkehrswege die Zahl der Gestorbenen je 1000 der Bevölkerung ab 1860 kontinuierlich zu sinken - dargestellt in Bild 1 -, lange vor der Einführung effizienter diagnostischer und kurativer Behandlungsmöglichkeiten sowie von Impfstrategien, die erst ab den 30iger Jahren des 20. Jahrhunderts eingeführt wurden.

Die Bedeutung dieser Errungenschaften wurde 2008 im internationalen Jahr zur Sanitation nochmals bekräftigt.

Aus diesem Grunde gilt der gesicherten Abwasserent- und Trinkwasserversorgung und Trinkwasserhygiene zu Recht höchste politische Priorität zum Zwecke der Sicherstellung des Gesundheitsschutzes und dient der Daseinsvorsorge<sup>3</sup>. In den Ländern, in denen die sanitäre Infrastruktur zerstört wurde oder faktisch nicht existent ist, muss mit dem Wiederauftreten von klassischen bedrohlichen Seuchenerkrankungen wie Cholera, Typhus und Ruhr gerechnet werden. Beispiele hierfür sind der Irak, wo die Cholera wieder endemisch ist, Zimbabwe, wo die Cholera derzeit nicht unter Kontrolle zu bringen ist sowie aktuell die Situation in Gaza<sup>4</sup>

Lange Zeit wurde in der öffentlichen und politisch-administrativen Wahrnehmung aufgrund der guten sanitären Infrastruktur in Deutschland kein Handlungsbedarf auf dem Gebiet der Trinkwasserhygiene mehr gesehen, da potentielle Risiken durch ein fundiertes System der Risikoregulierung unter Kontrolle schienen.

Neue Erkenntnisse durch Verbesserung der chemischen und hygienisch-mikrobiologischen Analytik, durch epidemiologische Untersuchungsverfahren, medizinisch-geographische Untersuchungen, moderne molekulare Typisierungsverfahren von Krankheitserregern, Einführung von Human-Biomonitoring, aber auch aufgrund neuer Anforderungen an den wissenschaftlichen Prozess zur Bewertung und zum Management umweltbedingter Risiken, neuer Prinzipien, wie dem seit 2004 etablierten „Water Safety Konzept“ der Weltgesundheitsorganisation, neue Vorgaben der EU-Kommission zum Meldesystem, zur Erkennung von wasserassoziierten Risiken und den 2005 neu herausgegebenen „International Health Regulations“ und nicht zuletzt auch die soziodemographische Entwicklung mit Zunahme des Anteils besonders gefährdeter Bevölkerungsgruppen haben die Situation jedoch nachhaltig verändert. Neue Schadstoffe,

insbesondere Mikroschadstoffe und Krankheitserreger, die mit den bisherigen Verfahren der Risikoregulierung nicht erfasst wurden, haben sich als relevant erwiesen und haben neben zum Teil aufgetretenen wasserbedingten Ausbrüchen zu nachweislichen Belastungen der Bevölkerung geführt wie im Falle der Perfluorierten Tenside (PFT) und haben zu Besorgnissen, Verunsicherungen sowie zu Problemen bei der administrativen Regulierung geführt. Diese Zusammenhänge machen es daher notwendig, die bisherige Risikoregulierung kritisch zu überprüfen und den heutigen Herausforderungen entsprechend anzupassen.

Im Folgenden wird daher eingegangen:

- auf den Prozess der Risikoregulierung
- auf die historischen Aspekte einer nachhaltigen Risikoregulierung
- auf die aktuellen Herausforderungen
- auf Vorschläge für eine moderne Risikoregulierung auf dem Gebiet der Trinkwasserversorgung

## **2 Prozess der Risikoregulierung**

Im Jahre 2003 legte die Risikokommission im Auftrag des Bundesgesundheitsministeriums ihren Abschlußbericht zur Neuordnung der Verfahrensstrukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland vor<sup>5</sup>.

Unter Risikoregulierung wird der wissenschaftliche Gesamtprozess der Risikoabschätzung und des Risikomanagements einschließlich eines Vorverfahrens zur Identifizierung entsprechender möglicher Risiken verstanden.

In einem Vorverfahren muss ein Problem z. B. durch Früherkennung von Risiken und durch Prioritätensetzung eingegrenzt werden und die Rahmenbedingungen müssen festgelegt werden.

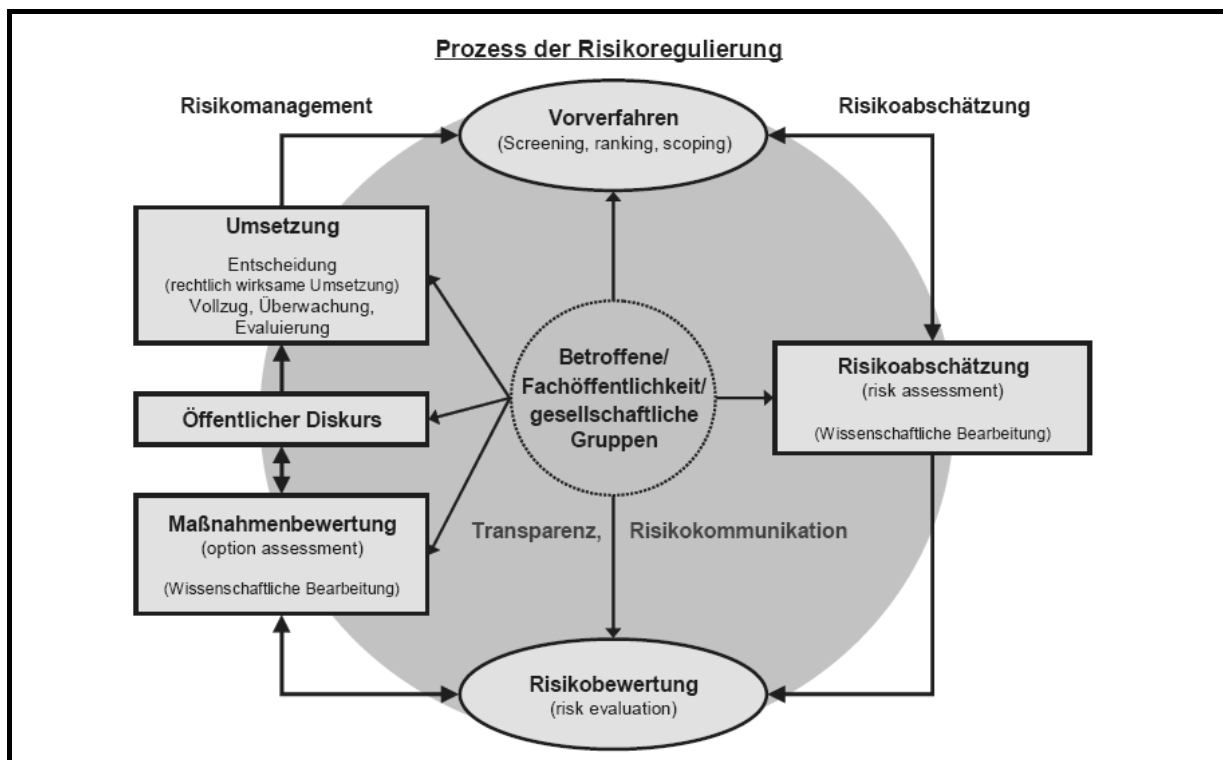
Bei dem wissenschaftlichen Prozess der Risikoabschätzung handelt es sich um die Identifizierung des Gefährdungspotentials bis zur quantitativen Charakterisierung von Risiken.

Unter Risikobewertung wird ein wissenschaftlicher Prozess zur Bewertung der Risiken verstanden, der diese Risiken in einen gesellschaftlichen und politischen Kontext stellt.

Das Risikomanagement beschreibt den Prozess der Identifikation und Auswahl von Maßnahmen, ihre Umsetzung und Evaluation (Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Die fünf Kernbegriffe der Risikoregulierung

Kernbegriff	Beschreibung	Englische Begriffe
<b>Risikoregulierung</b>	Gesamtprozess der Risikoabschätzung und des Risikomanagements einschließlich des Vorverfahrens	risk analysis
<b>Vorverfahren</b>	Problemeingrenzung (z.B. Früherkennung von Risiken, Prioritätensetzung) Festlegung der Rahmenbedingungen	<i>screening, scoping, ranking</i>
<b>Risikoabschätzung</b>	Prozess von der Identifizierung des Gefährdungspotenzials bis zur quantitativen Charakterisierung von Risiken	risk assessment
<b>Risikobewertung</b>	(natur)wissenschaftliche Bewertung von Risiken	risk evaluation
	Gesellschaftliche und politische Bewertung von Risiken	
<b>Risikomanagement</b>	Prozess von der Identifikation und Auswahl der Maßnahmen über die Umsetzung bis zur Evaluation der Maßnahmen	risk management



**Abbildung 2:** Der Prozess der Risikoregulierung im Überblick <sup>5</sup>

Zum Risikomanagement gehören im Einzelnen:

- die Kommunikation und Begründung
- die Implementierung der Entscheidungen in rechtlich wirksame Regularien,
- der administrative Vollzug,
- die Überwachung sowie
- die Evaluierung im Hinblick auf die tatsächlich erreichte Reduzierung von Risiken und schließlich
- das Krisenmanagement bei Abweichungen von den im Risikoregulierungsprozeß festgelegten Standards und bei Auftreten von wasserbedingten Erkrankungen
- die Schaffung der infrastrukturellen Voraussetzungen und Kapazitäten, um diese Anforderungen zu erfüllen..

Der Prozess der Risikoregulierung setzt immer eine hohe Transparenz und die Risikokommunikation zwischen Fachöffentlichkeit, gesellschaftlichen Gruppen, aber auch Politik und Administration voraus.

Ergänzt wird dieser Prozess durch Strukturen und Kapazitäten des Risiko- bzw. Krisenmanagements, wie sie verbindlich in den International Health Regulations<sup>6</sup> vorgeschrieben sind, um aufgetretene Risiken oder Erkrankungen rasch zu erkennen, rasch reagieren zu können und effektiv auf Risiken für die öffentliche Gesundheit reagieren zu können, um diese beherrschen zu können.

Diese International Health Regulations, die auch von Deutschland 2007 ratifiziert wurden, setzen hohe Maßstäbe an ein effektives Krisenmanagement. Die Risikokommission kommt allerdings zu der Feststellung, dass in Deutschland ein effektives Krisenmanagement fehlt.

Die Risikokommission stellt hierzu fest, *„dass der Umgang mit möglichen Gesundheitsgefahren meist von einer zufälligen oder interessengeleiteten Problemwahrnehmung durch die Öffentlichkeit oder durch die Medien bestimmt wird. Dass ein effektives Krisenmanagement fehlt, wurde in der jüngeren Vergangenheit an einer Vielzahl von Risikokonflikten deutlich. Eine Beteiligung der Öffentlichkeit und von Interessengruppen an der Risikoregulierung findet nur ausnahmsweise statt; sie ist unsystematisch und schwerfällig. Zögerliche*



*und widersprüchliche Regulierungen durch die beteiligten staatlichen Stellen, selektive Information der Betroffenen und Kommunikationsdefizite haben zur Folge, dass auf der einen Seite relativ unbedeutende Risiken ein erheblichen Platz in der öffentlichen Wahrnehmung einnehmen, während andererseits zum Teil schwerwiegende Risiken unterschätzt oder sogar verdrängt werden“.*

Darüber hinaus fehlen mittlerweile effizient arbeitende Institutionen, um mit hoher wissenschaftlicher Genauigkeit Risiken zu erkennen und ein effizientes Krisenmanagement im Fall des Auftretens von Grenzwertüberschreitungen oder möglichen Gesundheitsgefährdungen oder aufgetretenen Erkrankungen bzw. Krankheitsausbrüchen zu ermöglichen.

Zudem stellt die Risikokommission fest, dass die Bewertung eines Handlungsbedarfs von Risiken am Maßstab verschiedener Schutzgüter erfolgt, von denen drei hervorzuheben sind, weil sie meistens betroffen sind.

Zu diesen gehört in erster Linie

1. die menschliche Gesundheit,.

was insbesondere beim Wasser für den menschlichen Gebrauch in Übereinstimmung mit den Prämissen der WHO steht <sup>7</sup>

2. die Umwelt.

Maßnahmen des Gesundheitsschutzes dienen häufig gleichzeitig dem Schutz der Umweltressourcen, doch nicht selten können sie auch die Umwelt beeinträchtigen wie z. B. Abwässer, die durch Reinigungsmittel oder Arzneimittel belastet werden.

Da infolge entsprechender risikominimierender Maßnahmen und Auflagen oftmals Unternehmen wirtschaftlich belastet werden, weil sie Investitionen zur Risikominderung tätigen oder Umsatzeinbußen hinnehmen müssen, wurde von der Risikokommission vorgeschlagen, das betroffene Schutzgut als

3. wirtschaftlich-soziale Entwicklung zu bezeichnen.

Bei Wertungskonflikten aufgrund von maximalen Gesundheitsschutzforderungen mit hieraus resultierenden Belastungen für die wirtschaftlich soziale Entwicklung sollte nach Möglichkeit eine „praktische Konkordanz“ gesucht werden.

An diesen Vorgaben müssen sich die heutigen und zukünftigen Strukturen und Verfahrensweisen zur modernen Risikoregulierung auch für Trinkwasser messen lassen.

### **3 Historische Aspekte einer nachhaltigen Risikoregulierung für Trinkwasser**

Kaum eine andere Erkrankung und Risiko für das Schutzgut Gesundheit hatte bis ins 20. Jahrhundert in den entwickelten Ländern ein derartiges Bedrohungspotential gehabt wie die Cholera.

In Deutschland verstarben im Jahre 1866 allein im Königreich Preußen 114.683 Personen an Cholera. Mit der Entdeckung der Ätiologie und der Wasserassoziation durch Robert Koch auf seiner Cholera-Expedition 1883, 1884, also vor 125 Jahren, wurde die Cholera und deren Wasserübertragung in den Folgejahren so nachhaltig unter Kontrolle gebracht, dass sie seit dieser Zeit in Deutschland faktisch eradiziert ist <sup>8</sup>.

Vorausgegangen waren die Beschreibungen der neuen Untersuchungsmethoden für Desinfektionsverfahren (1881) und zum Nachweis von Mikroorganismen in Boden, Luft und Wasser (1883) durch Robert Koch. Die schwere Cholera-Epidemie in Hamburg 1892 mit über 8000 Cholera-Todesfällen und mehr als 16.000 Erkrankungen wurde durch das effiziente Krisenmanagement unter Leitung von Robert Koch mit Einführung der Trinkwasserfiltration wirksam unter Kontrolle gebracht; mit der Einführung der Trinkwasserfiltration halbierte sich gleichzeitig die Kleinkindersterblichkeit in Hamburg. Die Erfahrungen auf der Grundlage der wissenschaftlichen, medizinischen, epidemiologischen und hygienisch-mikrobiologischen Erkenntnisse sowie der Krisenintervention führten zu einer Reihe beispielhafter legislativen Bestimmungen, Verordnungen bzw. Gesetzen wie

- die Grundsätze für die Reinigung von Oberflächenwässern v. 30. Juni 1898,

- die Anleitung für die Einrichtung, den Betrieb und die Überwachung öffentlicher Wasserversorgungsanlagen, welche nicht ausschließlich technischen Zwecken dienen v. Juni 1906 (als Vorgänger-Verordnung der Trinkwasserverordnung<sup>9</sup> und
- das preußische Wassergesetz 1913.

Die Anleitung für die Errichtung, den Betrieb und die Überwachung öffentlicher Wasserversorgungsanlagen regelten Aspekte der Einrichtung und Wahl des Wassers, die Bildung eines Schutzbezirkes, die Einrichtung der Anlagen, die Pläne bei der Ausführung und Abnahmen, Betrieb und Überwachung. Wasserpolizeibehörden, Schauämter und hygienisch-medizinische Untersuchungsstellen wurden, u. a. an den Universitäten eingerichtet. Zudem wurde verlangt, dass jeder Wasserversorger Vorsorge zu treffen habe, dass der Betriebsleitung zuverlässiger, sachkundiger hygienischer Rat stets zur Seite steht.

Mit diesen Strukturen zur umfassenden Risikoregulierung gelang es, die damals als wasserassoziiert angesehenen Krankheiten (Typhus, Cholera, Ruhr, Weyl'sche Krankheit, Milzbrand) nachhaltig unter Kontrolle zu bringen bzw. wie im Fall von Cholera und Typhus nahezu vollständig in Deutschland zu eradizieren.

Bereits vor dem 1. Weltkrieg waren die strukturellen Voraussetzungen zur Beherrschung dieser wichtigen wasserassoziierten Erkrankungen vor dem Hintergrund der damaligen Risikoeinschätzung absolut erfolgreich und nachhaltig etabliert. Dies gilt insbesondere auch für die Untersuchungsverfahren zur Verifizierung und Validierung einer einwandfreien Trinkwasserqualität: Koloniezahlbestimmung (1883), sowie der Untersuchung auf E. coli und coliforme Bakterien. Mit diesen Untersuchungsverfahren wird bis heute das Trinkwasser untersucht.

Zudem wurde mit diesen Regularien auch das Grundprinzip des „Water Safety Plan“ realisiert: Einbeziehung des Einzugsgebietes im Hinblick auf die Rohwasserqualität der erforderlichen Trinkwasseraufbereitung und der Sicherstellung einer Trinkwasserqualität bis an die Zapfstelle des Verbrauchers. In der oben zitierten 1906 veröffentlichten Anleitung, wird von **Trink- und Hausgebrauchswasser** gesprochen, um zum Ausdruck zu bringen, dass nicht nur für das Trinken sondern auch für die Anwendung für Hausgebrauchszwecke

(Reinigen, Spülen, Zubereitung von Lebensmitteln) die Qualität des Wassers hygienisch einwandfrei sein muss.

Somit wurde noch vor dem 1. Weltkrieg ein für die damaligen Verhältnisse nachhaltiges System der Risikoregulierung zur Verhütung, Beherrschung und Bekämpfung der damals bekannten relevanten Risiken eingeführt, das mit wissenschaftlichen Verfahren akut auftretende Risiken für die Gesundheit evaluierte, Maßnahmen durchführte, deren Effizienz abgeklärt wurde und darüber hinaus Strukturen etablierte, die zu einer fortlaufenden Validierung und Überprüfung der Einhaltung führte und gleichzeitig auch durch die Einbeziehung wissenschaftlicher Institutionen der Medizinaluntersuchungsstellen an den Universitäten eine personelle und labortechnische Kapazität sicherstellte, die gewährleisten konnte, dass auf Krisen adäquat und die zuständigen Behörden unterstützend reagiert werden konnte.

Mit der vermeintlichen Beherrschung trinkwasserbedingter Risiken gingen in den letzten Jahren zahlreiche Bundesländer auch mit dem Ziel der Entbürokratisierung an die Auflösung dieser Strukturen und gaben Medizinaluntersuchungsstellen bzw. landeseigene Institute auf und reduzierten auch die entsprechenden Personalkapazitäten bei den Gesundheitsbehörden.

Zudem wurde eine Reihe von Aufgaben den Wasserversorgungsunternehmen übertragen, die jedoch als Produzenten von Trinkwasser verständlicherweise nicht die zu fordernde Unabhängigkeit und auch nicht die Kapazitäten haben, um aus hygienisch-medizinischer Sicht neue Risiken wissenschaftlich zu identifizieren, zu validieren und zu bewerten. Mit dem Verlust einer wissenschaftlich- institutionellen Infrastruktur ging auch sukzessive die Expertise bei den zuständigen Behörden und bei wissenschaftlichen Instituten zumindest auf hygienisch- medizinischem Gebiet zurück.

Es stellt sich vor diesem Hintergrund die Frage, welche Herausforderungen im Rahmen der Risikoregulierung heute bestehen und welche Vorschläge für eine moderne und dynamische Risikoregulierung hieraus abzuleiten sind.

## 4 Aktuelle Aspekte der Risikoregulierung

Risiken verändern sich in einer modernen dynamischen Gesellschaft sowie unter den Umweltveränderungen, wie insbesondere dem Klimawandel. Vorbestehende Risiken wurden durch effiziente und nachhaltige Risikoregulierung unter Kontrolle gebracht, neue Risiken werden jedoch auftreten und müssen daraufhin überprüft werden, inwieweit die bestehende Risikoregulierung den neuen Entwicklungen und dem Erkenntnisstand angepasst werden müssen.

Aspekte, die Einfluss hinsichtlich der Risikoregulierung haben, sind

- bevölkerungsbezogene Aspekte, die zu einer Veränderung der Vulnerabilität von Populationen führen
- neue Schadstoffe und Krankheitserreger aufgrund neuer technischer Entwicklungen, die zu einer Belastung von Gewässern und Rohwässern führen, die zur Trinkwasseraufbereitung verwendet werden
- neue Analyseverfahren, die zur Aufdeckung neuer Risikostoffe führen
- neu aufgetretene oder neu zu bewertende Schadstoffe (emerging pollutants)
- neue oder neu zu bewertende Krankheitserreger (emerging pathogens)
- neue Bedrohungen, z. B. durch terroristische Angriffe
- neue Risikostrategien, wie die WHO-Water-Safety-Plans
- neue Aufbereitungsverfahren
- geänderte Verwendung von Wasser für den menschlichen Gebrauch
- neue Anforderungen beim Krisenmanagement (Störfall- und Ausbruchmanagement)
- Veränderungen in den überwachenden Strukturen und bei institutionellen Kapazitäten, die für die Erkennung und Bewertung sowie Beherrschung von wasserassoziierten Risiken von Bedeutung sind.

Im Folgenden werden die entsprechenden Aspekte kurz beispielhaft erläutert.

### Soziodemographische Entwicklungen

Mit der Zunahme der Lebenserwartung steigt im höheren Alter die Vulnerabilität für wasserassoziierte Krankheitserreger. Darüber hinaus steigt auch die Eintrittswahrscheinlichkeit für die kanzerogenen Auswirkungen von Schadstoffen, die mit Zunahme des Lebensalters über einen immer längeren Zeitraum aufgenommen wurden. Hierdurch kann es zu kumulativen Folgeschäden kommen, die sich in höherem Lebensalter manifestieren werden.

Mit dem sog. DALY-Konzept (Disability Adjusted Life Years) wurde seitens der WHO ein Konzept eingeführt, das auch für die Risikoabschätzung für Trinkwasser herangezogen werden kann, welches die Abschätzung der durch Erkrankung verlorene Lebenszeit und Lebensqualität ermöglicht.

### Neue Technologie

Neue Technologien und Produktionsprozesse sowie Chemikalien, die in innovativen Gesellschaften (wie der Bundesrepublik Deutschland) entwickelt werden, können in kurzer Zeit in den Markt eingeführt und zu einer Massen Anwendung führen. Gegebenenfalls, können neue Substanzen zu einer nachhaltigen Verunreinigung u. a. von Gewässern führen, ohne dass entsprechende Risiken bislang auch nur annähernd abgeklärt sind.

Beispiele hierfür sind Risiken durch Nanopartikel, für die hinsichtlich der Wasserbelastung, der Wasseraufnahme sowie Analyse bislang keine ausreichende Kenntnisse vorliegen.

### Emerging Pollutants

Beispiel für neue bzw. neu erkannte relevante Umweltschadstoffe sind neben Humanarzneimittelwirkstoffen perfluorierte Tenside (PFT), deren Aufdeckung zunächst an die Entwicklung neuer Nachweisverfahren gebunden war. Ihr Nachweis in der Ruhr<sup>10</sup> führte zur weiteren Aufdeckung der Kontaminationspfade dieser in der Textil-, Papier-, chemischen, galvanischen und photochemischen Industrie angewendeten Substanzen.

Hierbei handelte es sich um eine bislang in seiner Bedeutung im Gewässer und im Trinkwasser nicht regulierte Schadstoffgruppe, die nach dem REACH-Prozess nicht hätte reguliert werden müssen und deren Belastung über den Aufnahmepfad Trinkwasser nicht annähernd bewertet werden konnte.

Es handelt sich um hoch persistente Stoffe, welche praktisch in der Natur nicht abgebaut werden und über naturnahe Aufbereitungsverfahren der Trinkwasseraufbereitung wie Uferfiltration nicht nennenswert eliminiert werden können. Durch die vom MUNLV des Landes NRW in Auftrag gegebene Human-Biomonitoring-Studie konnte gezeigt werden, dass Perfluoroktansäure (PFOA) im Blut von Verbrauchern, die das kontaminierte Trinkwasser über Jahre getrunken hatten, in statistisch signifikant höheren Konzentrationen nachgewiesen werden konnte als bei Personen eines Vergleichskollektiv mit unbelastetem Trinkwasser.<sup>11 12</sup>

Da für beide Substanzen aufgrund ihrer Kanzerogenität infolge eines sekundär genotoxischen Mechanismus keine Bewertungskriterien vorlagen, musste eine ad hoc Bewertung seitens der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt durchgeführt werden. Die basierend auf den Kriterien der regulatorischen Toxikologie zu einer vorläufigen Bewertung führte und einen Zielwert bzw. gesundheitlichen Orientierungswert, einen lebenslang gesundheitlich duldbaren Leitwert für alle Bevölkerungsgruppen, einen vorsorglichen Maßnahmewert für Säuglinge und einen Maßnahmewert für Erwachsene einführte.

Hierdurch konnten den Behörden Grundlagen für die administrativen Regulierungen an die Hand gegeben werden, die dazu führten, dass gezielte Sanierungsmaßnahmen veranlasst wurden. Darauf basierend kam es zu entsprechenden Investitionsentscheidungen zur Anpassung von Trinkwasser- und Abwasser-Aufbereitungstechnologien.

Erst durch Kombination von Analysetechnik, Aufdeckung der Belastungspfade, toxikologischer Bewertung und entsprechenden Human-Biomonitoring Untersuchungen gelang es, einen bis dahin nicht regulierten, unbekanntem Schadstoff (PFOA), der durch die klassischen Aufbereitungsverfahren nicht aus dem Rohwasser eliminierbar ist und der nachweislich zu einer statistisch signifikanten Belastung der exponierten Bevölkerung geführt hat, zu identifizieren und aufgrund eines eingeleiteten Risikoregulierungsprozesses unter Kontrolle zu bringen. Wäre dieser Fall nicht aufgedeckt worden, wäre die Bevölkerung wahrscheinlich noch über viele weitere Jahre mit diesem Schadstoff, der die Ruhr und die hieraus hergestellten Trinkwässer verunreinigt hatte, belastet worden.

Es darf ohne Übertreibung festgestellt werden, dass kein anderer Schadstoff die dynamische Risikoregulierung in der Trinkwasserhygiene und die Risikoperzeption bei Verbrauchern und Politikern so nachhaltig beeinflusst hat, wie die Aufdeckung von PFT-Belastungen von Gewässern, Trinkwasser und Verbrauchern.

Weitere Voraussetzungen für die Bewertung dieses Schadstoffes waren Konventionen, wie die 2003 veröffentlichten Empfehlungen des Umweltbundesamtes zur Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht.

Weitere Beispiele für aktuelle Erkenntnisse zu Schadstoffen, die zum Teil schon seit langer Zeit in Gewässer eingeleitet wurden, für die jedoch keine Risikobeurteilung vorlag, sind

- die Industriechemikalie 2,4,8,10-Tetraoxaspiro (5.5)-Undecan (TOSU)
- sowie Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel.

Neben diese Substanzen können aber schon lange bekannte Substanzen durch neue Erkenntnisse zu ihren toxikologischen Eigenschaften hinsichtlich des Risikopotentials eine Neubewertung erfahren. Beispiele hierfür sind die Neubewertung von Blei unter Berücksichtigung kanzerogener Eigenschaften oder von Uran.

#### Neue bzw. neu erkannte Krankheitserreger (Emerging pathogens)

1977 wurde erstmalig ein bis dahin nicht erkannter Krankheitserreger identifiziert, der aus wasserführenden Systemen und Rückkühlwerken über Aerosole freigesetzt wird und per Inhalation aufgenommen wird und insbesondere bei älteren Personen (> 50 Jahre) sowie bei Vorschädigung der Lunge (z. B. durch Rauchen) zu schwer verlaufenden Lungeninfektionen ( Legionellose ) mit einer Letalität von bis zu 10 % führen kann. Es handelt sich um Legionellen, die mittlerweile in den USA zu den häufigsten Erregern wasserbedingter Ausbrüche zählen<sup>13</sup>. Legionellen in Deutschland zu den häufigsten Erregern ambulant erworbener Pneumonien mit Schätzungsweise 15.000 – 30.000 Erkrankungen, wobei hierin das Legionellen- bedingte Pontiac-Fieber noch nicht mit berücksichtigt ist<sup>14 15</sup>. Bei einer Letalität von 10 % muss in Deutschland mit 1500 – 3000 Todesfällen jährlich gerechnet werden.



Legionellen erfordern andere Nachweisverfahren als die bis dahin gängigen Nachweisverfahren. Diese Erreger lassen sich nicht durch die klassischen bakteriologischen Indikatorbakterien, wie *E. coli* und coliforme Bakterien indizieren<sup>16</sup>.

Zwischenzeitlich sind weitere relevante Krankheitserreger hinzu gekommen, die seitens der WHO mit Angaben zu ihrer gesundheitlichen Relevanz, ihrer ökologischen Bedeutung und ihrer Empfindlichkeit gegenüber den klassischen Kontrollen und Bekämpfungsverfahren in der nachfolgenden Tabelle aufgelistet sind.

**Tabelle 2:** Wasserbedingte Krankheitserreger und ihre Bedeutung in Wasserversorgungssystemen<sup>7</sup>

Pathogen	Health significance	Persistence in water supplies <sup>2</sup>	Resistance to chlorine <sup>b</sup>	Relative infectivity <sup>c</sup>	Important animal source
<b>Bacteria</b>					
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Low	May multiply	Low	Low	No
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	High	Moderate	Low	Moderate	Yes
<i>Escherichia coli</i> – Pathogenic <sup>d</sup>	High	Moderate	Low	Low	Yes
<i>E. coli</i> – Enterohaemorrhagic	High	Moderate	Low	High	Yes
<i>Legionella</i> spp.	High	Multiply	Low	Moderate	No
Non-tuberculous mycobacteria	Low	Multiply	High	Low	No
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> <sup>e</sup>	Moderate	May multiply	Moderate	Low	No
<i>Salmonella typhi</i>	High	Moderate	Low	Low	No
Other salmonellae	High	May multiply	Low	Low	Yes
<i>Shigella</i> spp.	High	Short	Low	Moderate	No
<i>Vibrio cholerae</i>	High	Short	Low	Low	No
<i>Yersinia enterocolitica</i>	High	Long	Low	Low	Yes
<b>Viruses</b>					
Adenoviruses	High	Long	Moderate	High	No
Enteroviruses	High	Long	Moderate	High	No
Hepatitis A virus	High	Long	Moderate	High	No
Hepatitis E virus	High	Long	Moderate	High	Potentially
Noroviruses and sapoviruses	High	Long	Moderate	High	Potentially
Rotaviruses	High	Long	Moderate	High	No
<b>Protozoa</b>					
<i>Acanthamoeba</i> spp.	High	Long	High	High	No
<i>Cryptosporidium parvum</i>	High	Long	High	High	Yes
<i>Cyclospora cayentanensis</i>	High	Long	High	High	No
<i>Entamoeba histolytica</i>	High	Moderate	High	High	No
<i>Giardia intestinalis</i>	High	Moderate	High	High	Yes
<i>Naegleria fowleri</i>	High	May multiply <sup>f</sup>	High	High	No
<i>Toxoplasma gondii</i>	High	Long	High	High	Yes
<b>Helminths</b>					
<i>Dracunculus medinensis</i>	High	Moderate	Moderate	High	No
<i>Schistosoma</i> spp.	High	Short	Moderate	High	Yes

Der Erkenntnisstand zu diesen Krankheitserregern hat sich in den letzten Jahren deutlich erweitert; es wurden zum Teil große wasserbedingte Epidemien in den

USA und in Europa, einschließlich Deutschland beschrieben. Herausragend ist die schwere trinkwasserbedingte Cryptosporidien-Epidemie in Milwaukee im Jahre 1993 mit mehr als 400.000 Erkrankungen, 4.000 Hospitalisierungen und wahrscheinlich bis zu 100 Todesfällen, welche mehr als 96,2 Millionen US-Dollar an Kosten bedingt hat<sup>17</sup>.

Die genannten Krankheitserreger lassen sich unterteilen in bakterielle, virale und parasitäre wasserbedingte Krankheitserreger. Diese unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Chlorresistenz, Persistenz in Wasserversorgungssystemen, der relativen Infektiosität und wichtiger tierischer Infektionsquellen zum Teil erheblich von den Eigenschaften der bisherigen Indikatoren für eine mikrobielle Belastung des Trinkwassers. Wasserassoziierte Viren und Parasiten können über deutlich längere Zeiträume in Wasserversorgungssystemen persistieren; sie verfügen über eine höhere, zum Teil extrem hohe Chlorresistenz als Bakterien und haben eine hohe relative Infektiosität, die weit über der von bakteriellen Krankheitserreger liegt.

Dies bedeutet, dass die bisherigen bakteriellen Indikatoren für eine mikrobielle Belastung des Trinkwassers nicht alleine geeignet und nicht ausreichend sind, um die Kontamination eines Trinkwassers mit derartigen Krankheitserregern erkennen zu können. Bereits 1996 wurde in den Guidelines for Drinking Water Quality darauf hingewiesen, dass die Abwesenheit der bisher verwendeten mikrobiellen Indikatoren nicht gleichbedeutend ist mit dem Fehlen der aus heutiger Sicht als relevant einzustufenden viralen und parasitären Krankheitserreger<sup>18</sup>. **Der Nichtnachweis von E.coli, Coliformen und Enterokokken schließt somit das Vorhandensein von wasserbedingten Viren und Parasiten in infektionsrelevanten Konzentrationen nicht aus<sup>7</sup>.** Hiermit wurde eine empfindliche Lücke bei der Überwachung von Trinkwasser und damit bei der Risikoregulierung deutlich. Die WHO hat aus diesem Grund das Water Safety Konzept entwickelt, das zwingend das zur Aufbereitung verwendete Rohwasser in die Untersuchung hinsichtlich seiner Belastung mit Viren und Parasiten zur Verifizierung und Validierung der Effizienz der Wasseraufbereitung miteinbezieht. Trotz dieses Sachverhaltes ist die regulatorische Umsetzung dieses Konzeptes in Europa und in Deutschland noch nicht erfolgt.

Auch unter den bakteriellen Krankheitserregern gibt es neue bzw. neu erkannte Erreger, wie die bereits angeführten Legionellen, aber auch atypische

Mykobakterien, *Pseudomonas aeruginosa*, die sich in der Regel erst in der Trinkwasserinstallation vermehren und im Endstrang zu hohen Kontaminationen führen. Mittlerweile ist neben der gesundheitlichen Bedeutung von Legionellen auch die Bedeutung einer Kontamination von Wasserversorgungssystemen mit *Pseudomonas aeruginosa* und ggf. anderen bakteriellen gramnegativen Krankheitserregern für prädisponierte Personen unbestritten.

### Anwendung und Verwendung von Wasser für den menschlichen Gebrauch

Wasser wird heute in sehr komplexen Systemen, weitverzweigten Installationen, als Warmwasser und in medizinischen Geräten und Systemen verwendet. Hiermit können neue Risiken assoziiert sein, die zu berücksichtigen sind. Die Legionellenproblematik ist letztlich ein warmwasserassoziiertes Problem, das in Kaltwassersystemen nicht existent ist.

### Neue Bedrohungen

Erst nach den Anschlägen auf das World Trade Center am 11.9.2001 wurde das Risiko von terroristischen Bedrohungen für die Wasserversorgung intensiv diskutiert.

Eine ausführliche Diskussion zu dieser Thematik findet sich in der Monographie „Zur Bedrohung durch Infektionskrankheiten – Notwendigkeit einer Reform der Infektionshygiene“<sup>19</sup>. Von Hofer wurden die Auswirkungen eines Anschlags mit Cryptosporidien bzw. mit Rotaviren simuliert<sup>20</sup>. Hieraus resultiert, dass bei Einbringen von Cryptosporidien in eine Zubringerleitung 10 km vor einer Stadt, bei einer notwendigen Infektionsdosis von 1 – 30 Oozysten pro Person und einer kontinuierlichen Zuführung über einen Simulationszeitraum von 33 Tagen bis zu 177.233 Einwohner an einer Cryptosporidiosis erkranken werden. Für Cryptosporidien-Erkrankungen bestehen derzeit keine effizienten Therapiemöglichkeiten. Die Erkrankung ist für Immunsupprimierte mit einer hohen Letalität verbunden.

Bei der Simulation eines Anschlages mit Rotaviren wird mit einer Gesamterkrankungsrate von 235.727 Personen in einem Zeitraum von sechs Tagen gerechnet. Die insgesamt höchsten Neuerkrankungsraten werden am zweiten Tag nach einem Anschlag mit 75.923 Neuerkrankungen erreicht, was einem Anteil von 25,31 % der gesamten Bevölkerung entspricht<sup>20</sup>.

Im Zusammenhang mit einer wasserbedingten Norovirus-Epidemie, die sich im September 2004 in Sachsen ereignete, erkrankten 92 % eines Straßenzuges an einer schweren akuten Gastroenteritis, ausgelöst durch Noroviren<sup>21</sup>. Dies verdeutlicht die hohe Infektiosität von wasserübertragenen Noroviren.

Die Zahlen verdeutlichen, welche Folgewirkungen mit einer bewusst eingebrachten Kontamination erzielt werden können.

An dieser Stelle sei angemerkt, dass sowohl in früheren Jahrhunderten als auch in modernen Kriegen die Trinkwasserversorgung ein wichtiges Ziel gegnerischer Angriffe ist.

### Neue Strategien

Die neuen Erkenntnisse über neue Schadstoffe und neue Krankheitserreger sowie neue Risiken haben zur Entwicklung neuer Strategien und neuer Aufbereitungsverfahren geführt.

Aufgrund der Erkenntnisse, dass die Endproduktkontrolle, wie sie derzeit bei der Trinkwasserüberwachung festgelegt ist, nicht ausreichend ist, wurde von Seiten der Weltgesundheitsorganisation das sogenannte Water Safety-Konzept entwickelt<sup>7</sup>. Dieses geht unter Berücksichtigung von Gefährdungsszenarien, basierend auf dem DALY-Konzept, davon aus, dass es für eine gesicherte Wasserversorgung unverzichtbar ist, die Rohwasserqualität auch unter Worst Case-Bedingungen hinsichtlich der Belastung mit chemischen Schadstoffen und mit Krankheitserregern zu charakterisieren. Hierauf basierend müssen Belastungsquellen im Einzugsgebiet erkannt, bewertet und ggf. unter Kontrolle gebracht werden und die Aufbereitungstechnologien der tatsächlichen Rohwasserbelastung unter Berücksichtigung von neu erkannten Schadstoffen und wasserbedingten Krankheitserregern angepasst werden. Dieses Water Safety-Konzept ist wissenschaftlich akzeptiert und bedarf dringend der Einführung als einziges Konzept, welches unter den heutigen Erkenntnissen eine verbesserte Risikoregulierung ermöglicht.

Unter Zugrundelegung des DALY-Konzeptes wurde ermittelt, dass die zu untersuchenden Volumina von Trinkwasser, die eine Risikobewertung der hygienischen Qualität des Trinkwassers ermöglichen würden, so hoch sind, dass diese Anforderungen mit den derzeit verfügbaren Analysemethoden nicht erfüllt werden können. So müsste für die Absicherung der hygienischen

Unbedenklichkeit hinsichtlich Rota- Viren mindestens 32.000 L Trinkwasser untersucht werden.

Aufgrund dessen empfiehlt die Weltgesundheitsorganisation bei allen ausschließlich aus dem Rohwasser stammenden Krankheitserregern deren Bestimmung im Rohwasser ( bei Oberflächen- und oberflächenbeeinflussten Wässern). Aus der Konzentration der nachgewiesenen mikrobiellen Belastung kann die erforderliche Reduktionsleistung der Aufbereitung berechnet werden. In Abhängigkeit von der jeweiligen Konzentration müssen Aufbereitungsleistungen bei bestimmten Krankheitserregern von bis zu 4 – 5 log-Stufen erreicht werden. Eine derartige Anforderung ist mit einer einfachen Flockungsfiltration nicht erreichbar und muss ggfls. durch Aufbereitungstechnologien im Sinne eines Multibarrieren-Systems oder durch verbesserten Schutz des Rohwassers ergänzt werden.

In diesem Zusammenhang ist die Weiterentwicklung der Ultra- bzw. Nanofiltration wegweisend, da hierdurch deutliche höhere Reduktionsleistungen erreicht werden können. Mittlerweile liegen epidemiologische Untersuchungen vor, die zeigen, dass es nach Einführung derartiger Technologien zu einer deutlichen Reduktion von trinkwasserbedingten Cryptosporidien- Erkrankungen kam<sup>22</sup>.

Gleiche Effekte können jedoch durch hintereinander geschaltete Aufbereitungsverfahren, wie z. B. Kombination von Flockungsfiltration und UV, erzielt werden.

Die Implementierung des Water Safety-Konzeptes setzt jedoch voraus, dass, systematisch ausgehend von der Rohwasserbelastung eines Wasserversorgungssystems, das Einzugsgebiet, die Rohwasserbelastung und die Auswirkungen für die Trinkwasseraufbereitung und -qualität hygienisch-medizinisch und geohydrologisch charakterisiert werden und bewertet werden<sup>23</sup>.

Beispielhaft für diese Entwicklung ist die Herangehensweise bei der Wasserversorgung des Kreises Aachen, die über ein vorbildliches aufeinander abgestimmtes Konzept von Einzugsgebietsmanagement, moderner Aufbereitung und fortlaufende hygienisch-medizinische Risikoabschätzung verfügt.

Für chemische Schadstoffe gelten die gleichen Aspekte der Risikocharakterisierung des Rohwassers, um Belastungspfade und Aufbereitungsverfahren in der Abwasserentsorgung wie auch bei der Trinkwasseraufbereitung zu erkennen. Hierbei sind erhebliche Anstrengungen notwendig, um neue oder neu erkannte Schadstoffe effizient so aufzubereiten, dass die dabei resultierenden Abbauprodukte, Nebenprodukte bzw. Metaboliten nicht ihrerseits ein Risiko darstellen können. Aufbereitungsverfahren auf der Basis Ozonung und Aktivkohle werden diesbezüglich derzeit weiter evaluiert.

### Neue gesetzliche Rahmenbedingungen

Neben den Guidelines for Drinking Water Quality der Weltgesundheitsorganisation sind in Europa die Wasserrahmenrichtlinie, die Richtlinie 98/83/EG des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch und das Protocol on Water and Health die entscheidenden Grundlagen für die Risikoregulierung.

Die Wasserrahmenrichtlinie kennt jedoch den Begriff Krankheitserreger oder Mikroorganismen nicht und ist ausschließlich auf die Regulierung von chemisch-physikalischen Schadstoffen ausgerichtet. Dies bedeutet, dass der nach Angaben der Weltgesundheitsorganisation wichtigste Risikofaktor, nämlich die mikrobielle Verunreinigung, in der Wasserrahmenrichtlinie vollständig fehlt, was ein nicht zu entschuldigendes Defizit für eine Risikoregulierung darstellt. In dieser Beziehung muss die Wasserrahmenrichtlinie dringend novelliert werden.

Die Trinkwasser-Verordnung 2001 hat als wesentlichen Aspekt eine notwendige Klarstellung des Geltungsbereiches der Trinkwasser-Verordnung gebracht, indem der Geltungsbereich der Trinkwasser-Verordnung vom Einzugsgebiet bis zum Zapfhahn des Verbrauchers reicht. Darüber hinaus wird nicht mehr ausschließlich von Trinkwasser gesprochen, sondern von Wasser für den menschlichen Gebrauch, um deutlich zu machen, dass nicht nur das Wasser, was über den Magen-Darmtrakt aufgenommen wird, sondern auch Wasser, welches zum Waschen und Reinigen verwendet wird, im Sinne der Trinkwasser-Verordnung reguliert wird.

Dennoch ist die Trinkwasser-Verordnung ausschließlich auf die Endproduktkontrolle ausgerichtet und berücksichtigt nicht das neue Water Safety-Konzept,

wie es die Weltgesundheitsorganisation empfiehlt und aus heutiger hygienisch-medizinischer Sicht unverzichtbar ist.

### Kapazitäten für die Erkennung, Bewertung und Überwachung von Risiken sowie das Krisenmanagement in der Trinkwasserversorgung

Mit der Trinkwasser-Verordnung in der Fassung vom 05.12.1990 wurde sukzessiv der Abbau bzw. die Reduktion staatlicher Überwachungskapazitäten eingeleitet und ersetzt durch ein System von privaten Laboratorien und Laboratorien in Trägerschaft der Wasserversorgung. Gleichzeitig wurde den Gesundheitsämtern als den zuständigen Behörden erhebliche Verantwortung in der derzeit geltenden Trinkwasser-Verordnung übertragen, bei aufgetretenen Grenzwertüberschreitungen eine unverzügliche Gefährdungsbeurteilung durchzuführen und die notwendigen Maßnahmen zu veranlassen.

Die Zuständigkeit von Gesundheitsämtern, die eine gesundheitliche Überwachungs-Funktion ausüben, ist ein unverzichtbarer und bewährter Teil der Risikoregulierung. Probleme ergeben sich allerdings dadurch, dass nunmehr Gesundheitsämter in zahlreichen Bundesländern nur noch einen indirekten Zugang zu Laborkapazitäten haben. Hierdurch entsteht ein gravierender Mangel bei der unabhängigen und hygienisch-medizinischen Risikobeurteilung und -überwachung. In zahlreichen Bundesländern ist es zu einem vollständigen Abbau landeseigener Institute gekommen. Darüber hinaus wurden auch zahlreiche Medizinaluntersuchungsstellen an Universitäten geschlossen. Diese Entwicklung wurde seitens des Umweltbundesamtes bereits 2002 kritisiert, da somit die Instrumentarien für eine dynamische Risikoregulierung in wesentlichen Teilen nicht mehr vorhanden sind. Der Deutsche Ärztetag hat 2008 beschlossen, dass die Prävention als wissenschaftliche ärztliche Aufgabe sowohl seitens des Staates als auch in der Medizin anerkannt werden muss. Dazu seien zwingend Lehrstühle für Hygiene an allen deutschen Universitäten und Hygieneinstitute in allen Bundesländern (als Institute für den öffentlichen Gesundheitsdienst) erforderlich bzw. wieder einzurichten. Man begründete dies mit der rhetorischen Frage<sup>24</sup>:

*„Wer soll die Zusammenhänge zwischen Erregerausbreitung und Umweltbedingungen aufklären, wer den Widerstand der veränderten und neu auftretenden Krankheitserreger gegen Desinfektionsverfahren erforschen? Wer soll die Gesundheitsgefahren, die von Wasser-, Boden- und Luftverschmutzung ausgehen (z. B. Pharmarückstände und -abbauprodukte im Trinkwasser),*

*rechtzeitig erkennen und beseitigen helfen?*“ Mit den o. g. Einrichtungen stehen Ansprechpartner für die komplexen Aufgaben zur Verfügung.

Ebenso wurde seitens des DVGW auf die Notwendigkeit des Erhalts fachkompetenter Hygiene- Institute hingewiesen.

Dies gilt insbesondere für die Fälle von Störfall- und Ausbruchmanagement, wobei eine effiziente Erkennung der Risiken, deren hygienisch-medizinische Bewertung, der eindeutigen Maßnahmeempfehlungen und der Risikokommunikation mit der Bevölkerung entscheidend ist, um gezielte effiziente Maßnahmen umzusetzen und der Bevölkerung zu informieren wie auch den Wasserversorgern die notwendige Sicherheit zu geben.

## **5 Vorschläge für eine moderne Risikoregulierung**

Die Ausführungen zeigen, dass das bisherige System der Risikoregulierung auf dem Gebiet der Trinkwasserhygiene nicht mehr ausreichend ist, um unter Berücksichtigung der heutigen Kenntnisse und Risiken diese sicher zu beherrschen und daher erheblicher Reformbedarf besteht.

Ein modernes und dynamisches System der Risikoregulierung setzt auf der Grundlage der o. g. Ausführungen klare, durch Politik und Gesellschaft formulierte gesundheitsbezogene Ziele für die Qualität des Wassers für den menschlichen Gebrauch und die hierzu notwendigen Strukturen voraus. Hierzu zählen:

- Wissenschaftliche Kapazitäten, um Risiken frühzeitig zu erkennen, zu bewerten, zu analysieren und hieraus Handlungsoptionen zu entwickeln
- Ableitung und Festschreibung der Qualitätsziele und Strukturen durch den Gesetzgeber
- Berücksichtigung von Einzugsgebiet und Rohwasser und deren Belastung bei der Risikobewertung und beim Risikomanagement durch Behörden, Wasserversorger und unabhängige wissenschaftliche Institutionen



- Validierung der Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch durch Wasserversorger, Behörden und unabhängige wissenschaftlichen Institutionen
- klare Vorgaben von Maßnahmen bei Grenzwertüberschreitungen und den dabei notwendigen Meldesystemen ( Störfall - und Ausbruch-Management
- Kapazitäten und Strukturen zur Erkennung von wasserbedingten Erkrankungen und Ausbrüchen
- Kapazitäten und Strukturen für das Krisenmanagement im Fall von Grenzwertüberschreitung, wasserbedingten Ausbrüchen bzw. Anschlägen.
- Aus, - Fort- und Weiterbildung

Anhand dieses Kataloges ergibt sich ein zum Teil erheblicher Handlungs- bzw. Reformbedarf.

Die gesundheitsbezogenen Ziele sollten auf der Basis des von der WHO etablierten DALY-Konzeptes festgelegt werden, da hierauf auch die zu erreichenden Wasserqualitätsziele basieren.

Kapazitäten und Institutionen, die zur Risikoerkennung beitragen, müssen gestützt und gefördert werden und ihrerseits das Umweltbundesamt und das Bundesgesundheitsministerium unterstützen. Insbesondere die hygienisch-medizinischen Kapazitäten sind derzeit aufgrund unzureichender Unterstützung eher rückläufig.

Die gesetzlichen Regularien für das Trinkwasser müssen eine eindeutige Vorgabe für die Umsetzung des Water Safety-Plan unter Berücksichtigung von Einzugsgebiet und Rohwasserqualität bieten.

Die derzeitigen Kriterien der Trinkwasser-Verordnung sind diesbezüglich unzureichend, da sie nicht die notwendige Erfordernis und die klaren Zielvorgaben formulieren. Im Einzelnen müssen die von der WHO vorgegebenen Hilfestellungen bei der Beurteilung von Aufbereitungszielen festgelegt werden und mit den Behörden und Wasserversorgern abgestimmt bzw. kommuniziert werden.

Der Prozess der hygienisch-medizinischen und geohydrologischen Risikoabschätzung, basierend auf Kenntnis des Einzugsgebietes, Rohwassercharakterisierung und Aufbereitungszielen sollten gemeinsam mit dem Wasserversorger und den Behörden und unabhängigen Institutionen, wie Hygiene-Instituten und geohydrologischen Institutionen durchgeführt werden. Es wird erheblicher Handlungsbedarf gesehen, die derzeitigen Erkenntnisse unter Einbeziehung einer modernen Analytik und Risikoabschätzung zu bewerten. Wie bereits ausgeführt, bieten derzeit die Voraussetzungen der Trinkwasser-Verordnung nicht die notwendige Umsetzungskraft. Nur durch die Umsetzung eines derartigen Konzeptes wird der mittlerweile bestehende wissenschaftliche Erkenntnisstau bezüglich der neu erkannten Risiken abgebaut werden können.

Die Überwachung der Trinkwasserqualitätsziele darf nicht allein auf den Schultern und in der Verantwortung der Wasserversorger liegen. Der Wasserversorger ist Produzent des wichtigsten Lebensmittels, der zur Eigenkontrolle einen entsprechenden Zugang zur kompetenten Laboranalytik haben muss. Auf der anderen Seite muss gewährleistet sein, dass auch den Behörden eine unabhängige und hygienisch-medizinisch kompetente Institution bei der Erfüllung ihrer Aufgaben, bei der Überwachung von Wasser für den menschlichen Gebrauch und der notwendigen Gefährdungsbeurteilung kompetent zur Seite steht.

Hierzu ist ein Netzwerk unabhängiger hygienisch-medizinischer Institute Voraussetzung, wie es jetzt im Dezember 2008 gegründet wurde und auch von den Ländern für notwendig erachtet wird.

Im Fall des Krisenmanagements bei Grenzwertüberschreitung, wasserbedingten Erkrankungen oder Ausbrüchen muss auf ein derartiges System zurückgegriffen werden können, damit die notwendige Unabhängigkeit bei der Beurteilung und den Entscheidungen über die notwendigen Maßnahmen auf wissenschaftlicher Basis, wie es den Anforderungen der International Health Regulations entspricht, möglich ist.

Letztlich ist es entscheidend anzuerkennen, dass es sich bei der Trinkwasserregulierung um einen dynamischen und nicht um einen statischen Prozess handelt und dass die hierzu notwendigen wissenschaftlichen Infrastrukturen gewährleisten müssen, dass effizient (d.h. durch Vermeidung

unnötiger Maßnahmen) und im besten Sinne für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung eine moderne Risikoregulierung sichergestellt werden kann.

## 6 Literatur

1. Ferriman A. BMJ Readers choose the "sanitary revolution" as greatest medical advance since 1840. *Brit. med. Journal* 2007;334:111.
2. Dorbritz JE, A. Gärtner, K. et al. . Bevölkerung - Daten, Fakten, Trends zum demographischen Wandel in Deutschland *Bundesinstitut für Bevölkerungsforschung und Statistisches Bundesamt, Wiesbaden* 2008.
3. Bales SB, H.G. Schnitzler, N. Infektionsschutzgesetz, Kommentar und Vorschriftensammlung. *Kohlhammer Verlag, Köln* 2001.
4. WHO. Disease Risk Assessment and Interventions - Gaza Strip. [http://www.who.int/diseasecontrol\\_emergencies/EPR\\_DCE\\_2009\\_1.pdf](http://www.who.int/diseasecontrol_emergencies/EPR_DCE_2009_1.pdf) 2009.
5. Risikokommission. "Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland". *Risikokommission Geschäftsstelle c/o Bundesamt für Strahlenschutz Postfach 10 01 49 D-38201 Salzgitter Tel: (+49)01888-333-2203* <http://www.bfs.de> 2003.
6. WHO. International Health Regulations. [http://www.who.int/csr/ihr/IHR\\_2005\\_en.pdf](http://www.who.int/csr/ihr/IHR_2005_en.pdf) 2005.
7. WHO. Guidelines for Drinking Water Quality. *WHO, Geneva* 2006.
8. Exner M. Die Entdeckung der Cholera- Ätiologie durch Robert Koch 1883/1884. [http://www.hygiene-und-oeffentliche-gesundheit.de/dokumente/VortKochIndien\\_CI.pdf](http://www.hygiene-und-oeffentliche-gesundheit.de/dokumente/VortKochIndien_CI.pdf) 2009.
9. N.N. Anleitung für die Einrichtung, den Betrieb und die Überwachung öffentlicher Wasserversorgungsanlagen, welche nicht ausschließlich technischen Zwecken dienen. 1906.
10. Skutlarek D, Exner M, Farber H. Perfluorinated surfactants in surface and drinking waters. *Environ Sci Pollut Res Int* 2006;13(5):299-307.
11. Wilhelm M, Kraft M, Rauchfuss K, Holzer J. Assessment and management of the first German case of a contamination with perfluorinated compounds (PFC) in the Region Sauerland, North Rhine-Westphalia. *J Toxicol Environ Health A* 2008;71(11-12):725-33.
12. Holzer J, Midasch O, Rauchfuss K, Kraft M, Reupert R, Angerer J, et al. Biomonitoring of perfluorinated compounds in children and adults exposed to perfluorooctanoate-contaminated drinking water. *Environ Health Perspect* 2008;116(5):651-7.

13. CDC. Surveillance for Waterborne Disease and Outbreaks Associated with Drinking Water and Water not Intended for Drinking — United States, 2005–2006. *MMWR-Morbidity and Mortality Weekly Report* 2008;57:39 - 69.
14. Eckmanns TL, C. Rüden, H. Weist, K. Prävention nosokomialer Legionellose. *Deutsches Ärzteblatt* 2006;103:A 1294 - 1300.
15. von Baum H, Ewig S, Marre R, Suttorp N, Gonschior S, Welte T, et al. Community-acquired Legionella pneumonia: new insights from the German competence network for community acquired pneumonia. *Clin Infect Dis* 2008;46(9):1356-64.
16. Bartram JC, Y. Lee, J. Pond, K. Surman-Lee; S. Legionella and the prevention of legionellosis. *World Health Organization* 2007.
17. Corso PS, Kramer MH, Blair KA, Addiss DG, Davis JP, Haddix AC. Cost of illness in the 1993 waterborne Cryptosporidium outbreak, Milwaukee, Wisconsin. *Emerg Infect Dis* 2003;9(4):426-31.
18. WHO. Guidelines for Drinking Water Quality 2nd ed.  
[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq2v1/en/index1.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq2v1/en/index1.html) 1996.
19. Exner M. Zur Bedrohung durch Infektionskrankheiten - Notwendigkeit einer Reform der Infektionshygiene. *mhp-Verlag, Wiesbaden* 2008.
20. Hofer F. Anfälligkeit der deutschen Trinkwasserversorgung hinsichtlich bioterroristischer Anschläge. *Diplomarbeit des Geographischen Institutes der Universität Bonn* 2003.
21. RKI. Zur Häufung von Norovirusinfektionen als Folge verunreinigten Trinkwassers. *Epidemiologisches Bulletin* 2004(36):301- 302.
22. Goh S, Reacher M, Casemore DP, Verlander NQ, Charlett A, Chalmers RM, et al. Sporadic cryptosporidiosis decline after membrane filtration of public water supplies, England, 1996-2002. *Emerg Infect Dis* 2005;11(2):251-9.
23. Treskatis CE, M. Koch, C. Konzept einer hydrogeologisch- mikrobiologischen Risikoanalyse von Trinkwasserentzugsgebieten. *GWF Wasser- Abwasser* 2008;149:667 - 676.
24. N.N. Dokumentation zum 111. Deutschen Ärztetag- Anerkennung der Prävention als wissenschaftliche Aufgabe *Deutsches Ärzteblatt* 2008;105:A 1228.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. med. Martin Exner M.D,  
Prof. Dr. med. Thomas Kistemann, Dr. rer.nat. Harald Färber  
Universitätsklinikum Bonn  
Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit  
Sigmund-Freud-Straße 25  
53105 Bonn

# Prioritäre Stoffe und Spurenschadstoffe auf Kläranlagen in Österreich

Manfred Clara, Georg Windhofer

Umweltbundesamt, Abteilung Oberflächengewässer

**Abstract:** Nahezu alle Stoffe oder Zubereitungen, die in Haushalt, Gewerbe oder Industrie eingesetzt werden, finden sich nach ihrer Verwendung in unterschiedlichen Konzentrationen im Abwasser wieder. Somit ist Abwasser eine wesentliche Quelle von Xenobiotika in Gewässern, wobei die Emission aus Kläranlagen abhängig vom Rückhalt dieser Stoffe bei der Abwasserreinigung ist. Neben den Kläranlagenabläufen stellen auch Mischwasserentlastungen bzw. Regenwassereinleitungen wichtige Punktquellen dar, jedoch liegen zu Emissionen von Xenobiotika aus diesen Quellen nur sehr wenige Daten vor. Der vorliegende Artikel beschreibt das Vorkommen ausgewählter prioritärer Stoffe und Spurenschadstoffe in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen. Das Umweltbundesamt führt im Rahmen der Umweltkontrolle Untersuchungen in verschiedenen Umweltkompartimenten (Luft, Wasser, Boden) durch, wobei seit Jahren ein Schwerpunkt auf der Untersuchung von Abwasserproben liegt. Nachstehend werden keine neuen Untersuchungsergebnisse präsentiert, sondern vielmehr wird versucht, die gesammelten und zum Teil in Berichten veröffentlichten Daten zusammenzufassen, aufzuarbeiten und darzustellen. Dabei wurde eine Auswahl getroffen, weil die Darstellung aller untersuchten Xenobiotika im Abwasser den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde.

**Key Words:** prioritäre Stoffe, Spurenschadstoffe, Arzneimittelwirkstoffe, Abwasser, Zulauf, Ablauf

## 1 Einleitung

In der Europäischen Union sind eine Vielzahl von Chemikalien (über 100.000), Pflanzenschutzmittelwirkstoffen (über 200), bioziden Wirkstoffen (über 350), Arzneimittelwirkstoffen (über 1800) usw. in Umlauf, von denen viele nach der

Verwendung ins Abwasser gelangen. Aufgrund ihrer stoffinhärenten Eigenschaften weisen viele, aber nicht alle dieser Stoffe ein Gefährdungspotential für die menschliche Gesundheit bzw. die Umwelt auf. Im Zuge von Risikobewertungen ist dieses Gefährdungspotential zu beurteilen. Diese Stoffbewertungen sind auch gesetzlich festgeschrieben.

- Die Umsetzung des neuen Chemikalienmanagementsystems REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals), soll zu mehr Sicherheit und Transparenz beim Umgang mit Chemikalien führen.
- Die Biozid-Produkte-Richtlinie (BP-RL) schreibt für Biozid-Produkte ein risiko- und wirksamkeitsbasiertes Zulassungs-/Registrierungsverfahren vor. Gleichzeitig zielt die Richtlinie darauf ab, den Einsatz von Biozid-Produkten auf das notwendige Minimum zu beschränken.
- Pflanzenschutzmittel dürfen in Österreich nur in Verkehr gebracht werden, wenn sie bestimmten Voraussetzungen gem. Pflanzenschutzmittelgesetz genügen. Die Zulassung und Evaluierung regelt die Pflanzenschutzmittel-Richtlinie der Europäischen Union.

Basierend auf den Ergebnissen der Risikobewertungen unter den angeführten Gesetzesmaterien wurde auf EU-Ebene eine Liste prioritärer Stoffe erstellt, die den Anhang X zur Wasserrahmenrichtlinie WRRL (2000/60/EG) bildet, womit eine Verknüpfung zwischen WRRL und den angeführten Gesetzesmaterien besteht. Derzeit sind im Anhang X zur WRRL 33 prioritäre Stoffe angeführt, wovon 13 als prioritär gefährlich und 20 als prioritär eingestuft sind (siehe Tabelle 1). Die Verschmutzung der Gewässer durch prioritäre Stoffe ist schrittweise zu reduzieren und die Emissionen, Einleitungen und Verluste prioritärer gefährlicher Stoffe sind zu beenden oder schrittweise einzustellen.

**Tabelle 1:** Prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe gemäß Anhang X WRRL

<b>13 prioritäre gefährliche Stoffe</b>	<b>20 prioritäre Stoffe</b>
Anthracen	Alachlor
Bromierte Diphenylether (PBrDE)	Atrazin
Cadmium und Cadmiumverbindungen	Benzol
C <sub>10-13</sub> -Chloralkane	Chlorfenvinphos
Endosulfan	Chlorpyrifos

<b>13 prioritäre gefährliche Stoffe</b>	<b>20 prioritäre Stoffe</b>
Hexachlorbenzol	1,2-Dichlorethan
Hexachlorbutadien	Dichlormethan
Hexachlorcyclohexan	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)
Quecksilber und Quecksilberverbindungen	Diuron
Nonylphenole (4-Nonylphenol)	Fluoranthren
Pentachlorbenzol	Isoproturon
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Blei und Bleiverbindungen
Benzo(a)pyren	Naphtalin
Benzo(b)fluoranthren	Nickel und Nickelverbindungen
Benzo(k)fluoranthren	Octylphenol
Benzo(g,h,i)perylene	Pentachlorophenol
Indeno(1,2,3-cd)pyren	Simazin
Tributylzinnverbindungen (Tributylzinn-Kation)	Trichlorobenzole
	Trichlormethan (Chloroform)
	Trifluralin

Neben den prioritären Stoffen definiert die WRRL auch „Schadstoffe“ und „gefährliche Stoffe“. Gefährliche Stoffe sind Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die persistent (P), bioakkumulierbar (B) und toxisch (T) sind (PBT Stoffe), und sonstige Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die in ähnlichem Maße Anlass zu Besorgnis geben. Als Schadstoffe sind Stoffe definiert, die zu einer Verschmutzung führen können, insbesondere Stoffe die im Anhang VIII der WRRL angeführt sind (Nährstoffe, Metalle, Biozide und Pflanzenschutzmittel, endokrin wirksame Stoffe, usw.).

Diese Aufzählung inkludiert eine sehr große Anzahl von Einzelsubstanzen. Das Umweltbundesamt führt im Zuge der Umweltkontrolle bzw. über die Beteiligung an nationalen und internationalen Projekten seit über 10 Jahren Untersuchungen von Abwasserproben durch. Dabei wurden rund 390 organische Stoffe in Abwasserproben analysiert.

In den folgenden Abschnitten werden einige Ergebnisse dieser Tätigkeiten zusammengefasst. Dabei wird versucht, sowohl bereits veröffentlichte Daten als auch unveröffentlichte Analyseergebnisse darzustellen. Die im Folgenden im



Detail behandelten Stoffe sind unter Angabe der Quellen in Tabelle 2 zusammengestellt.

Für die Auswertungen wurden Nachweise unterhalb der analytischen Nachweisgrenze gleich null gesetzt und Nachweise unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze mit 75% der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Es werden somit keine „neuen“ Ergebnisse präsentiert, sondern vielmehr die Vielzahl der vorhandenen Untersuchungsergebnisse zusammengefasst, wobei dieser Artikel nur eine Auswahl wiedergeben kann. Bei der Ergebnisaufbereitung werden die gemessenen Zu- und Ablaufkonzentrationen dargestellt, nicht aber auf das Verhalten der betrachteten Stoffe bei der Abwasserreinigung eingegangen.

**Tabelle 2:** Behandelte Stoffe und Quellen

<b>Stoff</b>	<b>Einstufung gemäß WRRL</b>	<b>Quelle</b>
Dibutylzinnverbindungen	Schadstoff	Umweltbundesamt, 1999 Umweltbundesamt, 2000
Tributylzinnverbindungen	Prioritär gefährlicher Stoff	Umweltbundesamt, 2002a
Polybromierte Diphenylether	Prioritär gefährlicher Stoff	Umweltbundesamt, 2004
Nonylphenole	Prioritär gefährlicher Stoff	Umweltbundesamt, 1998 Umweltbundesamt, 1999 ARCEM, 2003
Octylphenole	Prioritärer Stoff	Clara et al., 2005a Clara et al., 2005b
Bisphenol-A	Schadstoff	Clara, 2007 Clara et al., 2007
Di-(2-ethylhexylphthalat)	Prioritärer Stoff	Umweltbundesamt, 1998 Umweltbundesamt, 1999 Umweltbundesamt, 2000
Perfluorooctansulfonat	Schadstoff	Hohenblum et al., 2003
Perfluorooctansäure	Schadstoff	Clara et al., 2008
Trisphosphate	Schadstoffe	-
Quaternäre Ammoniumverb.	Schadstoffe	Umweltbundesamt, 2005 Clara et al., 2007

Stoff	Einstufung gemäß WRRL	Quelle
Lineare Alkylbenzolsulfonate	Schadstoff	Umweltbundesamt, 1995 Clara et al., 2007
Arzneimittelwirkstoffe	-	Umweltbundesamt, 2002b Clara et al., 2005a Clara et al., 2005b

## 2 Ergebnisse

### 2.1 Organozinnverbindungen

Organozinnverbindungen sind in Abwässern, Oberflächengewässern, Sedimenten und in aquatischen Organismen nachgewiesen worden. Diese Verbindungen werden vor allem in Antifouling-Anstrichen (in Österreich seit 1990, in der EU seit 2008 verboten), im Pflanzenschutz, zur Bekämpfung von Pilzen und Insekten, in Holzschutzmitteln, als Kunststoff-Stabilisatoren, zur Textilimprägnierung und als Desinfektionsmittel eingesetzt (Umweltbundesamt, 2002). Das Umweltbundesamt untersucht zinnorganische Verbindungen seit 1996 in verschiedenen Umweltmatrizes und dabei waren insbesondere die Mono-, Di- und Tributylzinnverbindungen mengenmäßig dominant (Umweltbundesamt, 2002).

Tributylzinn (TBT) ist der umweltproblematischste Vertreter dieser Gruppe und ein bekanntes „Umweltgift“ für Wasserlebewesen. Die Richtlinie 2008/105/EG legt einen Immissionsgrenzwert von 0,2 ng/l für Tributylzinnverbindungen (Tributylzinn-Kation) in Oberflächengewässern fest.

**Tabelle 3:** Organozinnverbindungen [ng/l] in Zu- und Ablaufproben österreichischer Kläranlagen (aus Umweltbundesamt, 1999)

	Stoff	BG	NG	Min	Max	MW	Median
Zulauf	Monobutylzinn-Kation	10	5	n.n.	33	11,0	7,5
	Dibutylzinn-Kation	10	5	n.n.	35	17,8	22,4
	Tributylzinn-Kation	10	5	n.n.	21	11,9	10,4

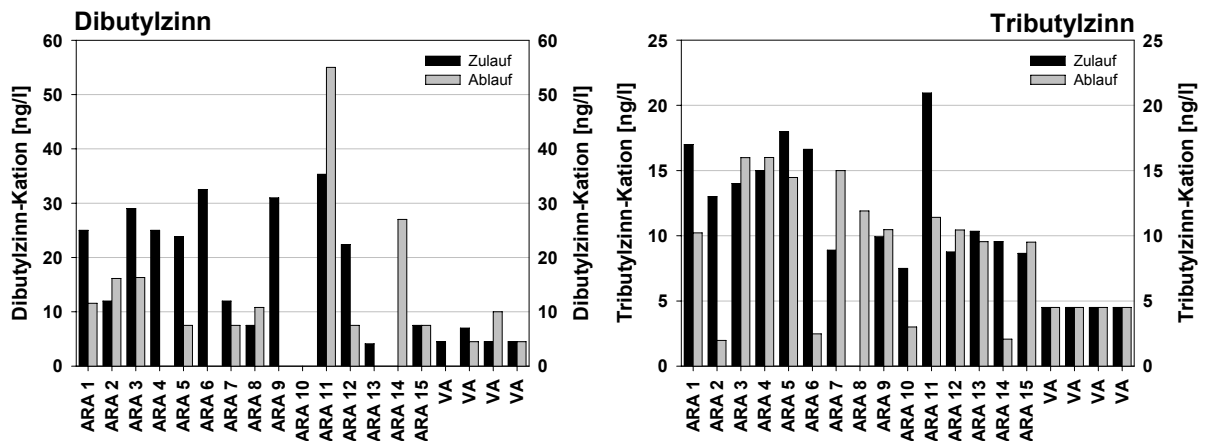
	<b>Stoff</b>	<b>BG</b>	<b>NG</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>MW</b>	<b>Median</b>
Ablauf	Monobutylzinn-Kation	10	5	n.n.	23	8,2	7,5
	Dibutylzinn-Kation	10	5	n.n.	55	11,1	7,5
	Tributylzinn-Kation	10	5	2	16	9,6	10,4

**Tabelle 4:** Organozinnverbindungen [ng/l] in filtrierten Zu- und Ablaufproben einer Versuchsanlage (aus Umweltbundesamt, 2000)

	<b>Stoff</b>	<b>BG</b>	<b>NG</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>MW</b>	<b>Median</b>
Zulauf	Monobutylzinn-Kation	8	4	<BG	8	7	7
	Dibutylzinn-Kation	6	3	<BG	7	5,1	4,5
	Tributylzinn-Kation	6	3	<BG	<BG	4,5	4,5
Ablauf	Monobutylzinn-Kation	8	4	<BG	23	11,3	8
	Dibutylzinn-Kation	6	3	n.n.	10	4,8	4,5
	Tributylzinn-Kation	6	3	<BG	<BG	4,5	4,5

Die Ergebnisse der zwei Beprobungen sind nicht direkt vergleichbar, weil die Proben aus der Versuchsanlage vor der Analyse filtriert wurden und die Zulaufproben nach der Vorklärung gezogen wurden.

Bei den Ablaufproben liegen die Ergebnisse für Monobutylzinn in vergleichbarer Größe. Auch die Dibutylzinnkonzentrationen sind vergleichbar, weil die Extremwerte in Tabelle 3 auf zwei Anlagen zurückgeführt werden können. Bei den Tributylzinnverbindungen werden bei der Versuchsanlage niedrigere Ablaufkonzentrationen gemessen als in den untersuchten Kläranlagen. Die gemessenen Konzentrationen für Di- und Tributylzinnverbindungen für die einzelnen Anlagen sind in Abbildung 1 dargestellt.



**Abbildung 1:** Organozinnverbindungen in Zu- und Abläufen österreichischer Kläranlagen und einer Versuchsanlage (aus Umweltbundesamt, 1999; Umweltbundesamt, 2000)

Aufgrund des Verzichtes der Verwendung von Tributylzinnverbindungen bzw. aufgrund von Anwendungsverböten und –beschränkungen ist auch davon auszugehen, dass die Tributylzinn-Konzentrationen in Abwässern weiter sinken. Da sich aber weiterhin Reste behandelter Materialien auf dem Markt und im Gebrauch befinden, ist auch weiterhin ein Eintrag ins Abwasser und somit in die Umwelt zu erwarten.

## 2.2 Polybromierte Diphenylether

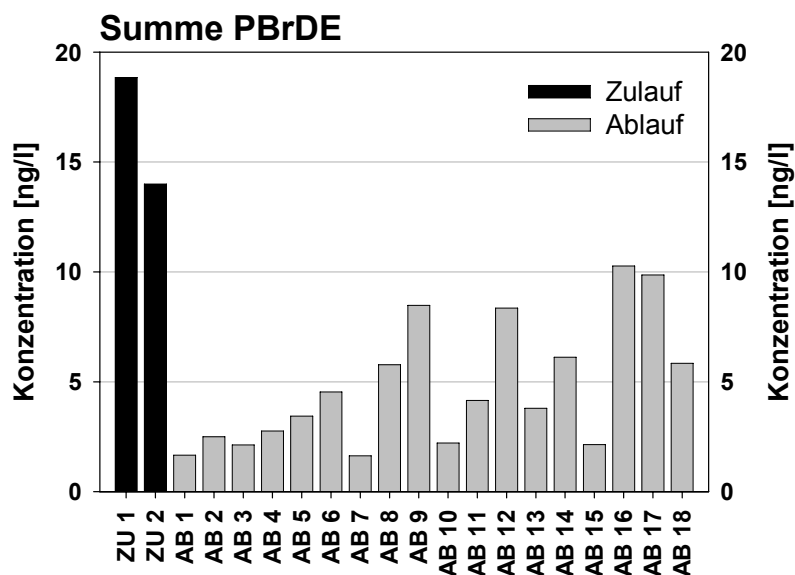
Polybromierte Diphenylether (PBDE) sind Verbindungen mit zwei aromatischen Ringen, die über eine Ether-Brücke verbunden sind und je nach Bromierungsgrad ein bis zehn Bromatome enthalten. Die Substanzklasse umfasst 209 Verbindungen (Umweltbundesamt, 2004).

Technische Mischungen dieser Verbindungen werden weltweit in großen Mengen als Flammschutzmittel für Polymere vor allem in der Textil-, Elektronik- und Computerindustrie verwendet. Bei der Herstellung bzw. dem Gebrauch und der Entsorgung von Polymeren, die polybromierte Flammschutzmittel enthalten, können diese in die Umwelt gelangen. Es besteht der Verdacht, dass polybromierte Diphenylether einen Einfluss auf das

menschliche Hormonsystem ausüben, sowie neurotoxische Effekte verursachen können (Umweltbundesamt, 2004).

In der QZV Chemie OG ist ein immissionsseitiger Grenzwert für die technische Mischung des Pentabromdiphenylethers (Summe der Kongenere BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 und BDE 154) von 500 ng/l festgelegt. Richtlinie 2008/105/EG legt für polybromierte Diphenylether einen Immissionsgrenzwert von 0,5 ng/l fest, der sich auf Summe der Kongenere BDE 28, BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 und BDE 154 bezieht.

Bei der Untersuchung von 37 Abwasserproben wurden die Kongenere BDE 47, BDE 99, BDE 100 und BDE 153 in allen Abwasserproben nachgewiesen (Umweltbundesamt, 2004). Für die folgende Auswertung wurden für die Summenbildung (Summe PBrDE) daher die genannten 4 Kongenere herangezogen und zusätzlich die Kongenere BDE 28 und BDE 154 berücksichtigt. Die Ergebnisse für zwei Kläranlagenzuläufe und 18 Kläranlagenablaufproben sind in der folgenden Abbildung 2 dargestellt.



**Abbildung 2:** Gemessene Konzentrationen [ng/l] polybromierter Diphenylether (Summe der Kongenere BDE 28, BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 und BDE 154) in zwei Zulaufproben und 18 Ablaufproben (aus Umweltbundesamt, 2004)

Für den Zulauf liegen nur zwei Proben vor und in diesen Proben liegt die Konzentration der Summe der polybromierten Diphenylether zwischen 10 und 20 ng/l. Die gemessenen Ablaufkonzentrationen schwanken zwischen 1,5 und 10,5 ng/l, wobei der Mittelwert aller Messungen bei 4,8 ng/l und der Median bei 4,0 ng/l liegen.

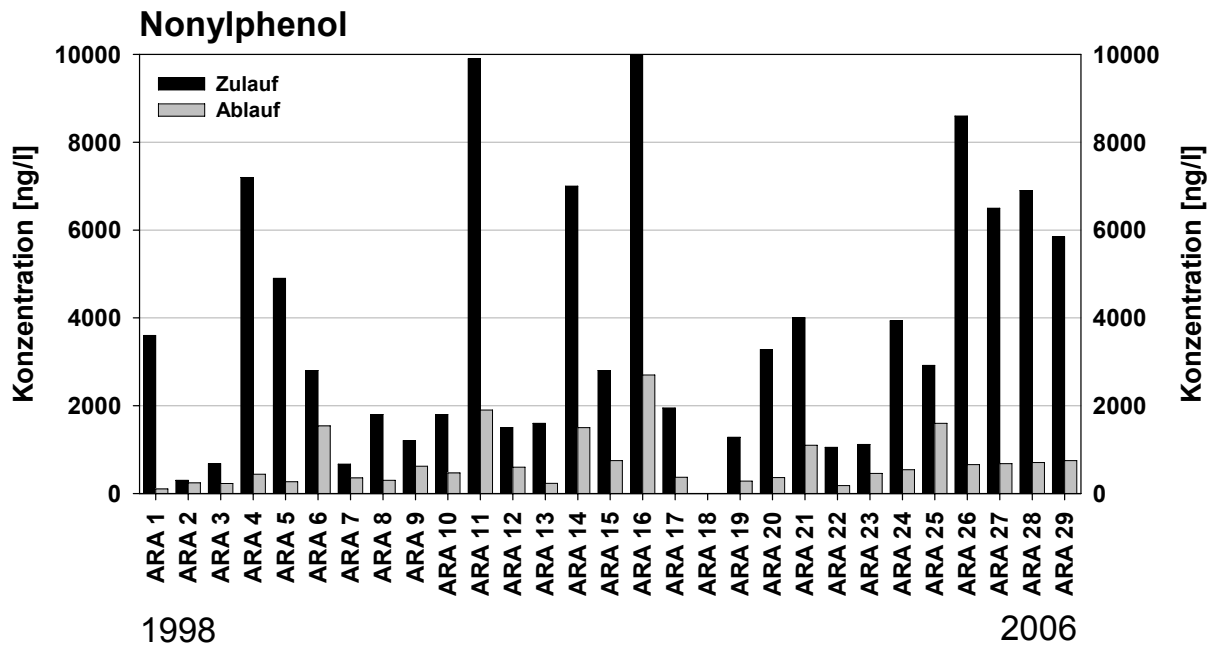
Da für Penta- und Octabromdiphenylether in der EU seit 2004 Verwendungsverbote gelten, die auch den Import aus Erzeugnissen mit einschließen, die diese Flammschutzmittel enthalten (UBA, 2007), ist in Abhängigkeit von Lebensdauer/Verwendungsdauer dieser Produkte ein Rückgang der Konzentrationen in Abwässern zu erwarten.

### **2.3 Nonylphenol und Octylphenol**

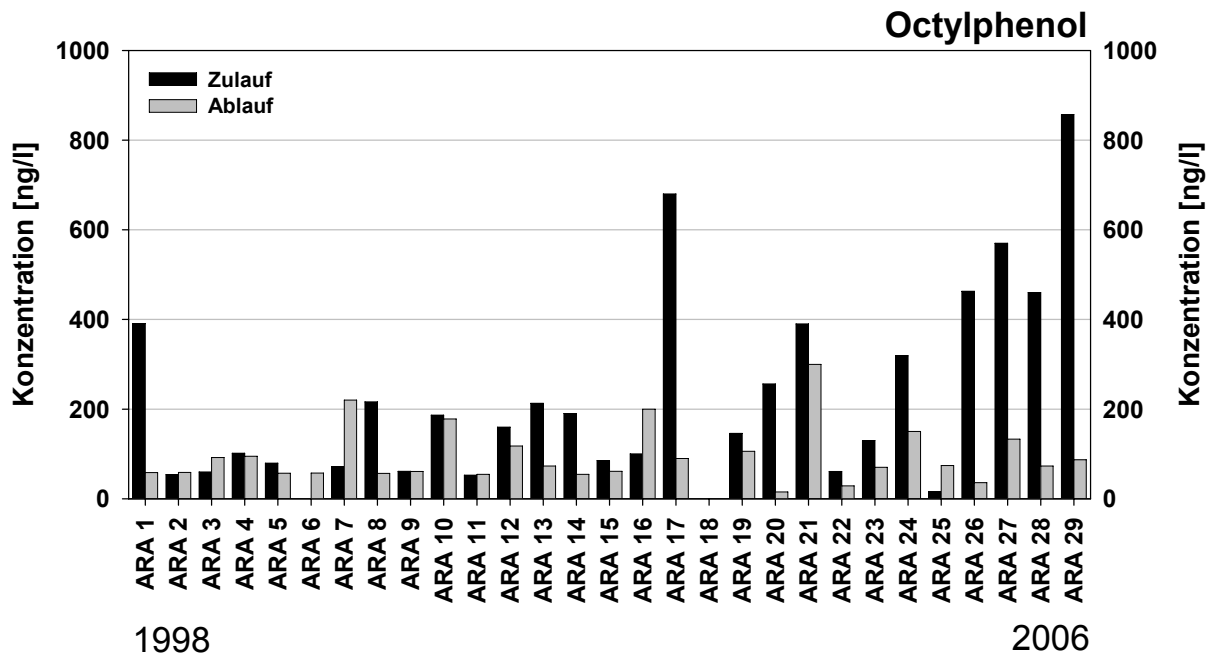
4-Nonylphenol (NP) und 4-tert.-Octylphenol (OP) sind die wichtigsten Vertreter der Alkylphenole, die sowohl Ausgangsstoffe als auch Abbauprodukte der Alkylphenolpolyethoxylate sind. In der Produktion dienen Alkylphenole hauptsächlich als Zwischenstoffe für die Produktion von Phenolharzen (Ethoxylate) und von antioxidativ wirkenden Additiven. 4-Nonylphenol ist der mengenmäßig wichtigste Vertreter dieser Stoffgruppe und zählt weltweit zu den meistproduzierten Industriechemikalien.

Europaweit ist aufgrund der freiwilligen Vereinbarung mit der Industrie, auf den Einsatz von Alkylphenolethoxylaten (APEO) in Haushaltsreinigern und ab dem Jahre 2001 auch in industriellen Reinigungsmitteln zu verzichten, ein Rückgang der 4-NP-Gewässerbelastungen zu erwarten.

Sowohl die österreichische Qualitätszielverordnung als auch Richtlinie 2008/105/EG legen für Nonylphenol einen Immissionsgrenzwert von 300 ng/l fest. Der Immissionsgrenzwert für Octylphenol liegt laut QZV Chemie OG bei 1000 ng/l, während Richtlinie 2008/105/EG einen Grenzwert von 100 ng/l vorsieht. In den folgenden Abbildungen sind die gemessenen Konzentrationen von Nonylphenol und Octylphenol in Kläranlagenzu- und -abläufen dargestellt.



**Abbildung 3:** Nonylphenolkonzentrationen [ng/l] in Zu- und Abläufen von Kläranlagen (aus Umweltbundesamt, 1998; Umweltbundesamt, 1999; Clara et al., 2005b; Clara et al., 2007)



**Abbildung 4:** Octylphenolkonzentrationen [ng/l] in Zu- und Abläufen von Kläranlagen (aus Umweltbundesamt, 1998; Umweltbundesamt, 1999; Clara et al., 2005b; Clara et al., 2007)

In der folgenden Tabelle 5 sind die Ergebnisse zusammengefasst.

**Tabelle 5:** Zusammenfassung der gemessenen Alkylphenolkonzentrationen [ng/l] in Zu- und Abläufen österreichischer Kläranlagen

	<b>Stoff</b>	<b>n</b>	<b>BG*</b>	<b>NG*</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>MW</b>	<b>Median</b>
Zulauf	Nonylphenol	28	20-100	10-50	300	10100	3758,0	2860
	Octylphenol	27	20-50	10-25	16	857	235,9	160
Ablauf	Nonylphenol	28	20-100	10-50	103	2700	712,1	505
	Octylphenol	28	20-50	10-25	15	300	94,9	73

\* BG und NG abhängig vom Analysenjahr; Verbesserung der Sensitivität mit der Zeit

Beim Nonylphenol schwanken die gemessenen Zulaufkonzentrationen sehr stark und liegen im Bereich zwischen 300 ng/l bis 10.000 ng/l. Die Ablaufkonzentrationen schwanken zwischen 100 ng/l und 2700 ng/l. Über die Zeit ist kein Trend festzustellen, obwohl aufgrund des Verwendungsverzichts von Seiten der Industrie und verschiedener Verbote sinkende Konzentrationen zu erwarten wären.

Die gemessenen Octylphenolkonzentrationen in den Kläranlagenzuläufen liegen ca. einen Faktor 10 unterhalb der NP Konzentrationen und schwanken zwischen 16 ng/l und 857 ng/l. Die Ablaufkonzentrationen liegen im Bereich von 15 ng/l und 300 ng/l. Auch ist bei Octylphenol ein Trend feststellbar. Die gemessenen Konzentrationen in den Kläranlagenzuläufen steigen an. Im Vergleich zum Nonylphenol ist auch festzuhalten, dass der Rückhalt von Octylphenol in den Kläranlagen geringer ist.

Diese Einzelstoffbetrachtungen sind im Falle von NP und OP jedoch schwierig, weil beide Stoffe Abbauprodukte höhermolekularer Verbindungen darstellen. So ist NP der Hauptmetabolit beim Abbau langkettiger Nonylphenolpolyethoxylate (NP<sub>n</sub>EO). NP<sub>n</sub>EO werden zum größten Teil mikrobiell, sowohl aerob als auch anaerob, abgebaut. Zunächst findet eine sukzessive Abspaltung der Ethoxylatkette bis zum Nonylphenolmonoethoxylat (NP<sub>1</sub>EO) und Nonylphenoldiethoxylat (NP<sub>2</sub>EO) durch enzymatische Hydrolyse statt. Dieser Prozess erfolgt zumeist bereits in der Kanalisation und NP und NP<sub>1</sub>EO dominieren den Kläranlagenzulauf. Anschließend erfolgt eine Oxidation zu



Nonylphenolpolycarboxylaten ( $NP_nEC$ ), und in weiterer Folge werden kurzkettige Essigsäure-Derivate ( $NP_1EC$ ,  $NP_2EC$ ) als Hauptmetaboliten des aeroben Abbaues gebildet. Eine völlige Deethoxylierung zum 4-Nonylphenol (NP) erfolgt nur unter anaeroben Bedingungen, NP wird aerob weiter abgebaut. Der Abbau von  $NP_nEO$  wird demnach wesentlich vom Wechsel der Redoxbedingungen innerhalb der Kläranlage bestimmt. Dementsprechend wurden die höchsten Entfernungen für in einer sehr schwach belasteten Anlage während der Sommermonate bestimmt (Clara, 2004).

## 2.4 Bisphenol-A

Bisphenol-A (BPA) zählt zu den weltweit meistproduzierten Chemikalien. BPA wird hauptsächlich in der Kunststoffindustrie für die Produktion von Polycarbonat und Epoxydharzen verwendet. Polycarbonate weisen eine hohe Wärmeformbeständigkeit und Schlagzähigkeit auf und werden im Elektrobereich, in der Unterhaltungselektronik, in Haushaltsgeräten und im Baubereich zur Bauverglasung eingesetzt. Die Hauptanwendungsgebiete der Epoxydharze liegen im Bereich der Beschichtung und Lackierung sowie in der Elektrotechnik (Isolationsmaterial). Nichtpolymerisiertes BPA findet in einigen Spezialbereichen als Additiv Verwendung, wie z.B. in Flammschutzmitteln, in Thermopapieren, in Hochtemperaturkabeln oder bei der Reifenherstellung.

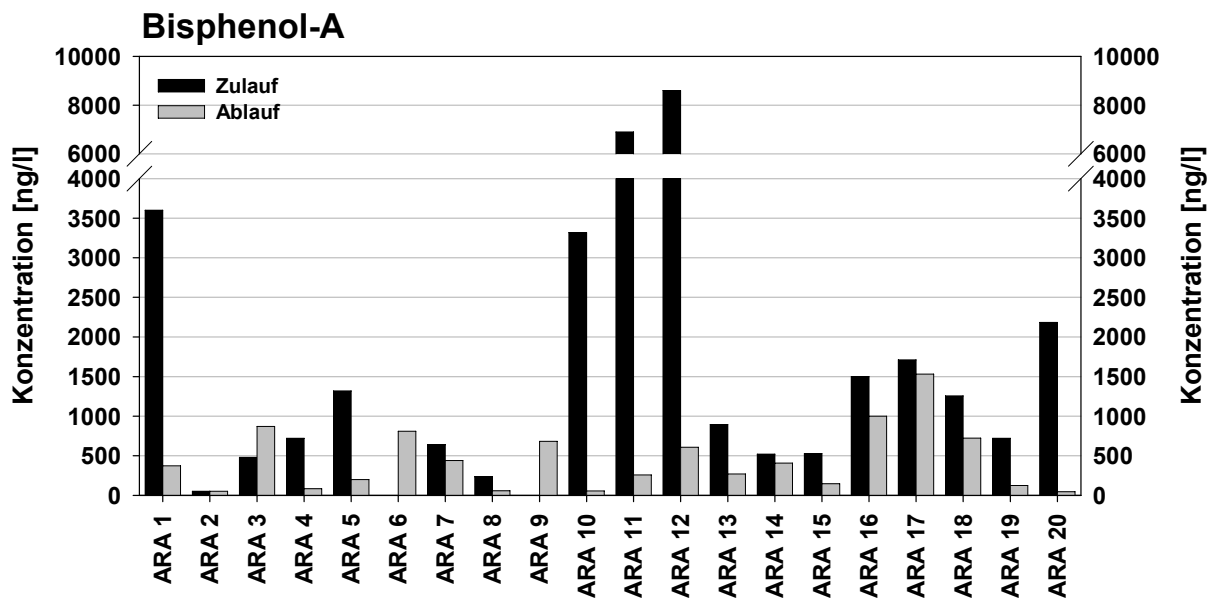
Die österreichische Qualitätszielverordnung (BGBl. II 96/2006) legt für Bisphenol-A einen Immissionsgrenzwert von 1600 ng/l fest.

In Tabelle 6 sind die Ergebnisse verschiedener Untersuchungen zu Bisphenol-A zusammengefasst und in Abbildung 5 sind die gemessenen Konzentrationen in den Zu- und Ablaufproben der untersuchten Kläranlagen dargestellt.

**Tabelle 6:** Zusammenfassung der gemessenen Bisphenol-A Konzentrationen [ng/l] in Zu- und Abläufen österreichischer Kläranlagen

	<b>n</b>	<b>BG*</b>	<b>NG*</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>MW</b>	<b>Median</b>
Zulauf	18	20-50	10-25	53	8600	1954,0	1076,0
Ablauf	20			46	1530	436,9	321,8

\* BG und NG abhängig vom Analysenjahr; Verbesserung der Sensitivität mit der Zeit



**Abbildung 5:** Gemessene Bisphenol-A Konzentrationen [ng/l] in Zu- und Abläufen von Kläranlagen

Die gemessenen Bisphenol-A Konzentrationen in den Kläranlagenzuläufen zwischen 53 ng/l und 8600 ng/l. Die Ablaufkonzentrationen liegen im Bereich von 46 ng/l und 1530 ng/l. Des Weiteren ist bekannt, dass Bisphenol-A in Stickstoff entfernenden Kläranlagen sehr gut abgebaut wird.

## 2.5 Di-(2-ethylhexyl)phthalat

*Phthalate gehören zu den wichtigsten Industriechemikalien. Sie sind chemisch stabil, farb-, geruch- und geschmacklos und sie sind über einen weiten Temperaturbereich flüchtig. Sie weisen eine geringe Wasserlöslichkeit auf und lassen sich in großen Mengen preiswert herstellen. Sie werden als Weichmacher in Kunststoffen, insbesondere für Weich-PVC, bei der Herstellung von Farben, Lacken, Schmierölen, Klebstoffen und Kosmetika verwendet. Da die Phthalate in den Kunststoffen in nicht gebundener Form vorliegen, werden sie leicht in die Umwelt durch Verdampfung oder Elution abgegeben (Umweltbundesamt, 2002).*

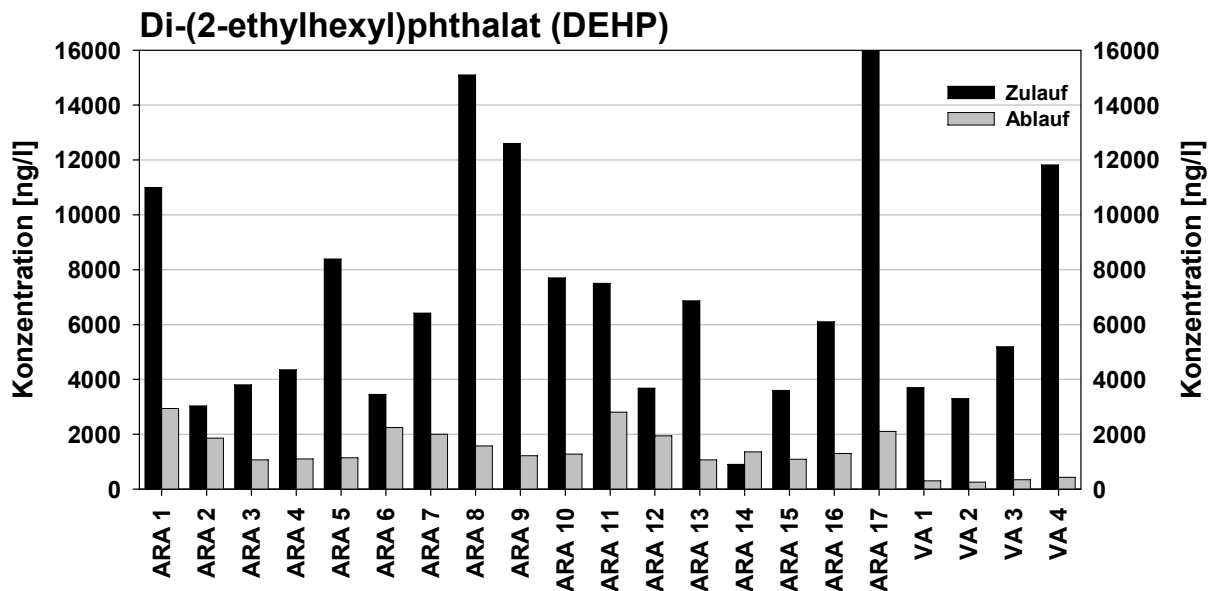
*Der Großteil der erzeugten Phthalate, vor allem DEHP, wird als additiver Weichmacher in PVC-Produkten eingesetzt. Auch zur Flexibilisierung in Lacken, Farben und in Klebstoffen kommt neben anderen Phthalaten auch DEHP zur Anwendung (Umweltbundesamt, 2002).*

In der QZV Chemie OG ist ein immissionsseitiger Grenzwert für DEHP von 8 µg/l festgelegt. Richtlinie 2008/105/EG legt für DEHP einen Immissionsgrenzwert von 1,3 µg/l fest.

**Tabelle 7:** Zusammenfassung der gemessenen DEHP Konzentrationen [µg/l] in Zu- und Abläufen österreichischer Kläranlagen

	n	BG*	NG*	Min	Max	MW	Median
Zulauf	21	0,1-1	0,06-0,5	0,9	39,2	7,9	6,1
Ablauf	21			0,3	2,9	1,4	1,3

\* Umweltbundesamt, 1999: BG=1 µg/l und NG=0,5 µg/l; Umweltbundesamt, 2000: BG=0,126 µg/l und NG=0,063 µg/l



**Abbildung 6:** Gemessene DEHP Konzentrationen [ng/l] in Zu- und Abläufen von Kläranlagen (aus Umweltbundesamt, 1999; Umweltbundesamt, 2000)

Die gemessenen DEHP Konzentrationen schwankten in den Kläranlagen-zuläufen zwischen 0,9 µg/l und 39,2 µg/l. Die Ablaufkonzentrationen liegen im Bereich von 0,3 µg/l und 2,9 µg/l. Auffällig ist, dass die niedrigsten Ablaufkonzentrationen im Ablauf einer Versuchsanlage gemessen wurden.

Die Proben die den dargestellten Ergebnissen zugrunde liegen, stammen aus den Jahren 1998 bis 2000. Es ist davon auszugehen, dass die Zulaufkonzentrationen in den vergangenen Jahren rückläufig waren, weil DEHP als reproduktionstoxischer Stoff der Kategorie 2 nicht in Zubereitungen für Endverbraucher enthalten sein darf (2003/36/EG) und darf auch nicht in Spielzeug und Babyartikeln enthalten sein (2005/84/EG). DEHP wird zusehends durch alternative Weichmacher ersetzt.

## 2.6 Perfluorierte Tenside

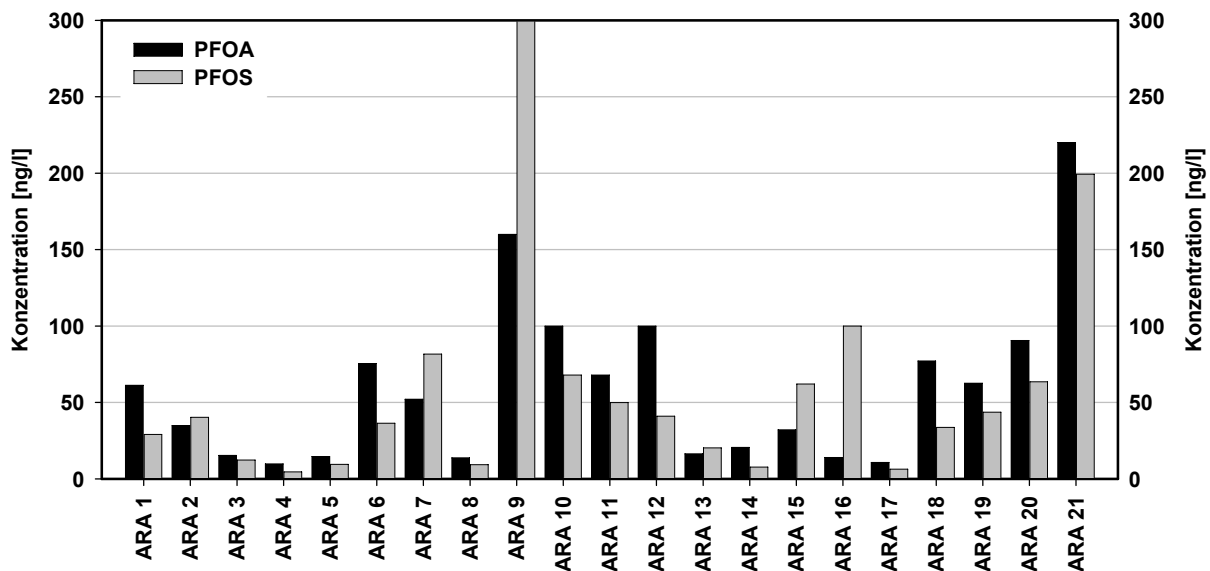
*Perfluorierte Tenside (PFT) sind organische oberflächenaktive Verbindungen, bei denen die Wasserstoffatome am Kohlenstoffgerüst vollständig durch Fluoratome ersetzt worden sind. Perfluorierte Tenside haben keine natürliche Quelle. Wegen ihrer besonderen physikalisch-chemischen Eigenschaften werden sie industriell hergestellt und in einer Vielzahl von Produkten verwendet. Sie reichern sich in der Umwelt sowie im menschlichen und tierischen Gewebe an. PFT stehen im Verdacht, krebserregend zu sein (Wikipedia, 28.01.2009).*

Die Verbindungen werden hauptsächlich in der Textilindustrie zur Herstellung atmungsaktiver Jacken und in der Papierindustrie zur Herstellung von schmutz-, fett- und wasserabweisenden Papieren verwendet. Weitere Einsatzgebiete sind die Photoindustrie, die Herstellung von Feuerlöschmitteln, die Luftfahrt und die metallverarbeitende Industrie (Verchromung). Sie können auch Bestandteil von Schmier- und Imprägniermitteln sein. Bei der Herstellung der Fluorpolymere PTFE (Polytetrafluorethylen, Teflon®, Gore-Tex®) und PVDF (Polyvinylidenfluorid) wird Perfluorooctansäure (PFOA) als Emulgator eingesetzt (Wikipedia, 28.01.2009).

Die Stoffgruppe der perfluorierten Tenside umfasst eine große Anzahl von Stoffen. Hervorzuheben sind das Perfluorooctansulfonat (PFOS) und die Perfluorooctansäure (PFOA), wesentliche Ausgangs- und Umwandlungsprodukte beim Abbau perfluorierter Verbindungen.

PFOS gilt als persistent, bioakkumulierbar und toxisch und die Verwendung von PFOS in der EU wurde bis auf wenige Einsatzbereiche stark eingeschränkt (2006/122/EG). Zudem wurde PFOS zur Aufnahme in die Stockholm Konvention vorgeschlagen und soll laut Anhang III der Richtlinie 2008/105/EG geprüft werden, ob eine Aufnahme in Annex X der WRRL als prioritärer Stoff bzw. prioritär gefährlicher Stoff erfolgen soll.

In Abbildung 7 sind die Ablaufkonzentrationen von PFOA und PFOS in 21 Ablaufproben kommunaler Kläranlagen dargestellt.

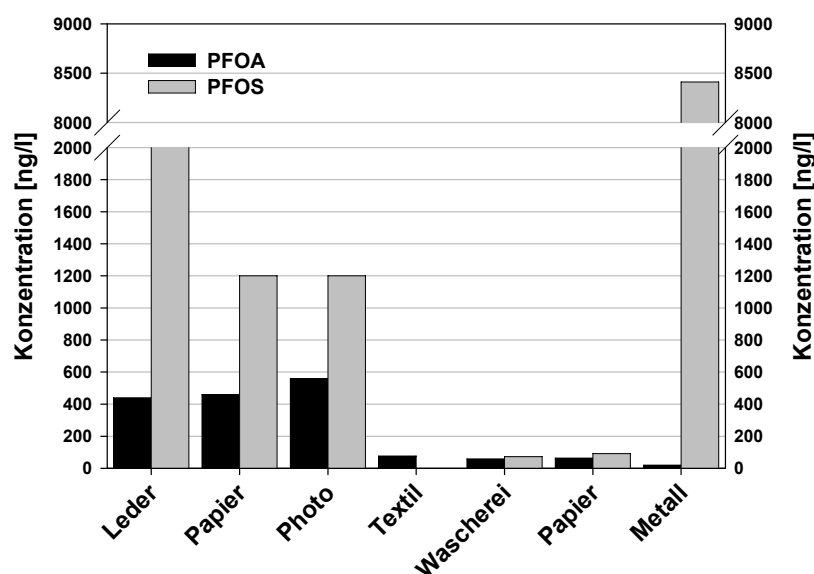


**Abbildung 7:** Gemessene Konzentrationen von PFOA und PFOS in den Abläufen von 21 österreichischen Kläranlagen (aus Clara et al., 2008)

Sowohl PFOS als auch PFOA wurden in allen untersuchten Kläranlagenabläufen nachgewiesen. Die Konzentrationen von PFOS schwankten zwischen 4 ng/l und 340 ng/l und die PFOA-Konzentrationen lagen im Bereich von 10-220 ng/l. Bei der Auswertung der Daten wurde festgestellt, dass ein Zusammenhang zwischen dem Industrieanteil im Einzugsgebiet und der Ablaufkonzentration besteht (Clara et al., 2008), wobei vor allem einzelne Industriebranchen diesen Zusammenhang stark beeinflussen.

Als relevante Branchen ermittelten Hohenblum et al. (2003) die Lederindustrie, die Papierindustrie und Fotobetriebe. Bei Vertretern dieser Branchen wurden

Konzentrationen im  $\mu\text{g/l}$ -Bereich gemessen. Bei weiteren Untersuchungen wurden zudem die Textilindustrie, Wäschereien und chemische Reinigungen sowie die Metallindustrie als relevante Emittenten perfluorierter Tenside identifiziert, wobei die Emissionen sowohl innerhalb als auch zwischen den Industriebranchen sehr stark schwanken (Clara et al., 2008). Bei dieser zweiten Untersuchung wurden mit Ausnahme der Metallindustrie bei allen untersuchten Branchen deutlich niedrigere Emissionen beobachtet. Einen Grund für diesen Rückgang stellen die Verwendungsbeschränkungen und Verbote dar.



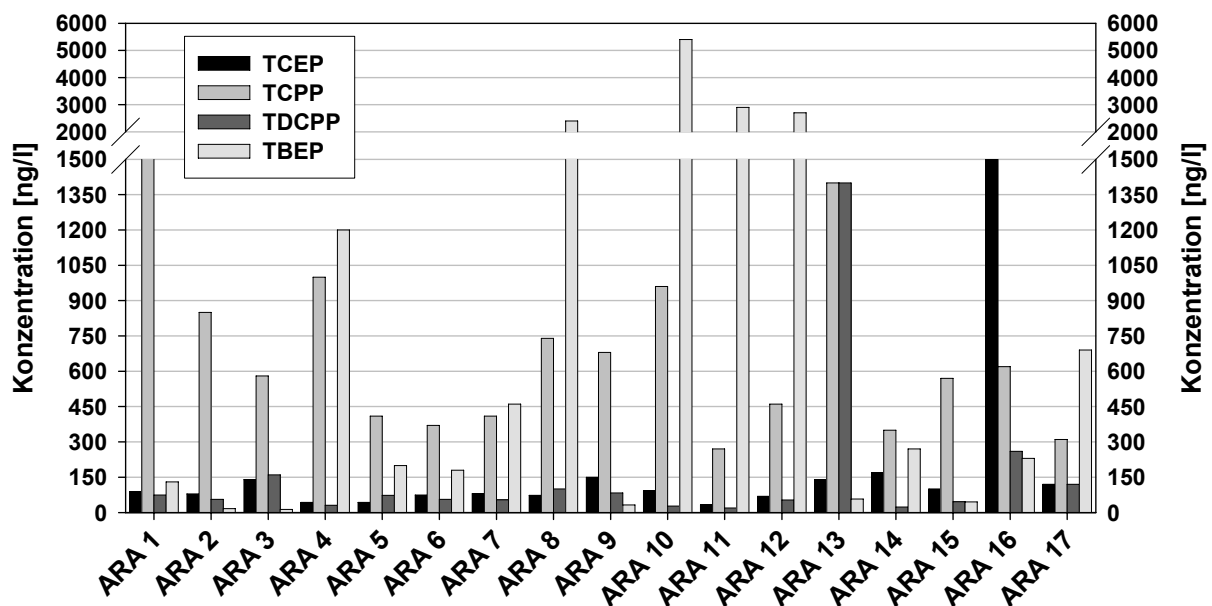
**Abbildung 8:** Gemessene PFOA und PFOS Konzentrationen [ng/l] im Abwasser ausgewählter Industriebranchen (aus Hohenblum et al., 2003; Clara et al., 2008)

## 2.7 Trisphosphate

Trisphosphate sind Phosphorsäureester und werden vor allem als Flammschutzmittel in Lacken, Farben, Montageschäumen, Polyurethanschäumen, Schmiermitteln, Hydraulikflüssigkeiten; Polstermöbeln, Tapeten, Teppichböden, Vorhängen, Textilien (Kinderkleidung-TDCPP) und elektronischen Geräten sowie als Weichmacher verwendet (Umweltbundesamt, 2009).

Trisphosphate gelten als persistent und haben in Abhängigkeit von der Einzelverbindung charakteristische toxikologische Eigenschaften. So weisen

einige Vertreter dieser Stoffgruppe eine hohe aquatische Toxizität auf. Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP) steht in Verdacht, durch Bioakkumulation kanzerogen zu wirken. Im Folgenden werden die Konzentrationen in 17 Abläufen kommunaler Kläranlagen für die wichtigsten Vertreter dieser Stoffgruppe dargestellt: Tris(2-chlorisopropyl)phosphat, (TCPP), Tris(2-chlorethyl)phosphat, kurz (TCEP), Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphat (TDCPP), Tris(2-butoxyethyl)-phosphat (TBEP).



**Abbildung 9:** Gemessene Konzentrationen von TCEP, TCPP, TDCPP und TBEP [ng/l] im Ablauf von 17 kommunalen Kläranlagen

**Tabelle 8:** Zusammenfassung der gemessenen Ablaufkonzentrationen [ng/l] für ausgewählte Trisphosphate

Ablauf	n	TCEP	TCPP	TDCPP	TBEP
Minimum	17	33	270	19	13
Maximum	17	1600	1600	1400	5400
Mittelwert	17	182,1	681,2	155,0	995,5
Median	17	89	580	56	230

Mit Ausnahme von TCPP streuen die Einzelmessungen sehr stark und schwanken im Konzentrationsbereich von 10 ng/l bis zu 5400 ng/l. Bei TCPP liegen die gemessenen Ablaufkonzentrationen zwischen 270 ng/l und 1600 ng/l.

## 2.8 Quaternäre Ammoniumverbindungen

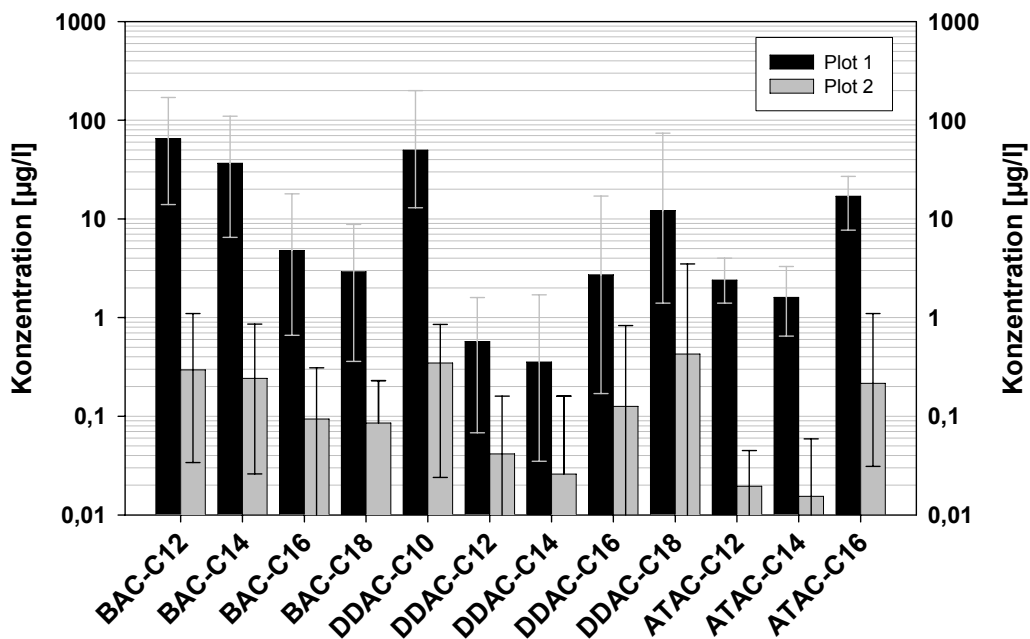
Quaternäre Ammoniumverbindungen (QAVs) sind wichtige Industriechemikalien und zählen zu den kationischen Tensiden. Tenside reichern sich an den fetthaltigen Zellmembranen lebender Organismen an und können so die normalen Funktionen der Zellmembranen beeinträchtigen. Aufgrund dieser Wirkung können vor allem die kationischen Tenside auch als Desinfektionsmittel eingesetzt werden. Die mikrobiozide (keimabtötende) Wirkung ist jedoch nur dann gegeben, wenn der am N-Atom gebundene Alkylrest eine Kettenlänge von 8-18 C-Atomen aufweist (Umweltbundesamt, 2005).

*Quaternäre Ammoniumverbindungen werden als Pflanzenschutzmittel, in human und veterinärmedizinischen Produkten, als Zusätze bei technischen Anwendungen (Asphalt, Zusätze in Farben, Lacken, Flussmittel) und auch in kosmetischen Pflegeprodukten eingesetzt. Besonders hervorzuheben ist der Einsatz als Desinfektionsmittel (im medizinischen Bereich, zur Flächen- und Instrumentendesinfektion, aber auch zunehmend im privaten Bereich zur Desinfektion und als Algenvernichtungsmittel in Schwimmbädern, Springbrunnen und Whirlpools). Produkte, die Benzalkoniumchloride und Dialkyldimethylammoniumchloride enthalten, werden in unterschiedlichen Zubereitungen und Größen in Supermärkten, Drogeriemärkten und Baumärkten angeboten (Umweltbundesamt, 2005).*

Untersuchungen haben gezeigt, dass quaternäre Ammoniumverbindungen sehr speziesspezifische Wirkungen haben, wobei bereits Konzentrationen im Mikrogrammbereich zu Schadwirkungen führten (Umweltbundesamt, 2005). Das Untersuchungsprogramm umfasste Alkyldimethylbenzyl (BACs), Dialkyldimethyl (DDAC) und Alkyltrimethyl (ATAC) Ammoniumchloride verschiedener Kettenlängen (von C10 bis C18).



Die wichtigsten Vertreter im Kläranlagenzulauf sind Benzalkoniumchloride (BAC-C12 und BAC-C14), sowie DDAC-C10 und DDAC-C18 sowie ATAC-C18. In der folgenden Abbildung 10 sind die Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ] in den untersuchten Kläranlagenzu- und -abläufen in logarithmischer Skalierung dargestellt. Die Fehlerbalken bezeichnen Maximal- bzw. Minimalkonzentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ].



**Abbildung 10:** Mittelwerte der gemessenen QAV-Konzentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ] in den untersuchten Kläranlagenzu- und -abläufen unter Berücksichtigung der Maximalwerte (aus Umweltbundesamt, 2005; Clara et al., 2007)

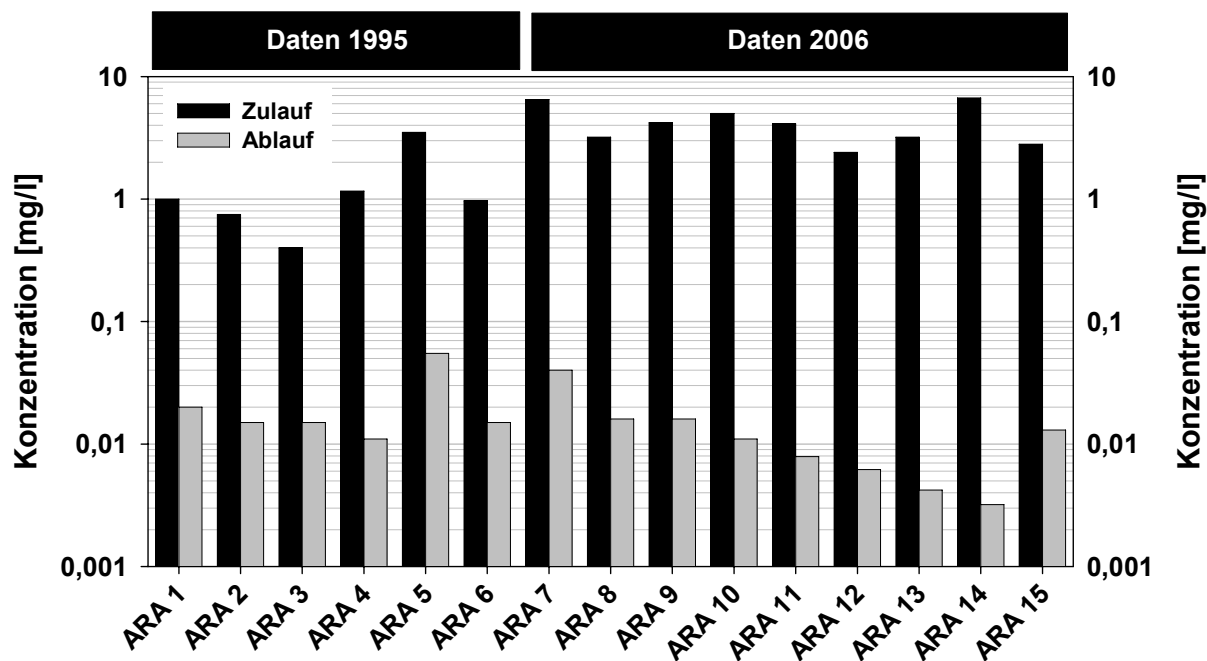
Während mit Ausnahme von DDAC-C12 und DDAC-C14 die Mittelwerte der Zulaufkonzentrationen zwischen  $1 \mu\text{g/l}$  und  $65 \mu\text{g/l}$ . In den Abläufen wurden für alle untersuchten QAVs deutlich niedriger Konzentrationen gemessen, die zumeist im  $\text{ng/l}$  Bereich lagen (Schwankungsbereich Mittelwerte  $10\text{-}430 \text{ ng/l}$ ).

## 2.9 Lineare Alkylbenzolsulfonate

Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) gehören zu den wichtigsten anionischen Tensiden. Sie werden in pulverförmigen und flüssigen Wasch-, Spül- und

Reinigungsmitteln für Haushalte, Betriebe und Wäschereien verwendet, aber auch in der industriellen Produktion (Textilindustrie, Färbereien, Gerbereien, Galvanisierung von Metallen, Papierindustrie, Harzerzeugung, Düngemittelerzeugung, etc.). Der Haupteintrag von LAS in die Umwelt erfolgt über das Abwasser. Nach ihrem Gebrauch gelangen der größte Teil der Haushalts-, Gewerbe und Industriewaschmittel und damit die darin enthaltenen Tenside direkt in kommunales bzw. industrielles Abwasser. Für LAS fordert die QZV Chemie OG (BGBl. II 96/2006) eine Immissionswert von 270 µg/l.

Im Abstand von ca. 10 Jahren wurden vom Umweltbundesamt Kläranlagen auf LAS untersucht. Bei den Ergebnissen sind nur geringfügige Unterschiede festzustellen. Während die LAS-Konzentrationen im Rohabwasser leicht ansteigen sind bei den LAS-Konzentrationen im gereinigten Abwasser geringfügig niedrigere Konzentrationen feststellbar (siehe Tabelle 9). Die gemessenen Zu- und Ablaufkonzentrationen sind in Abbildung 11 dargestellt.



**Abbildung 11:** Gemessene LAS Konzentrationen [ng/l] in Zu- und Ablaufproben kommunaler Kläranlagen (aus Umweltbundesamt, 1995; Clara et al., 2007)

**Tabelle 9:** Zusammenfassung und Vergleich der LAS-Konzentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ] in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen in den Jahren 1995 und 2006

LAS [ $\mu\text{g/l}$ ]	Jahr	n	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median
Zulauf	1995	6	400	3500	1296	984
	2006	9	2400	6700	4233	4100
Ablauf	1995	6	11	55	22	15
	2006	9	3,2	40	13	11

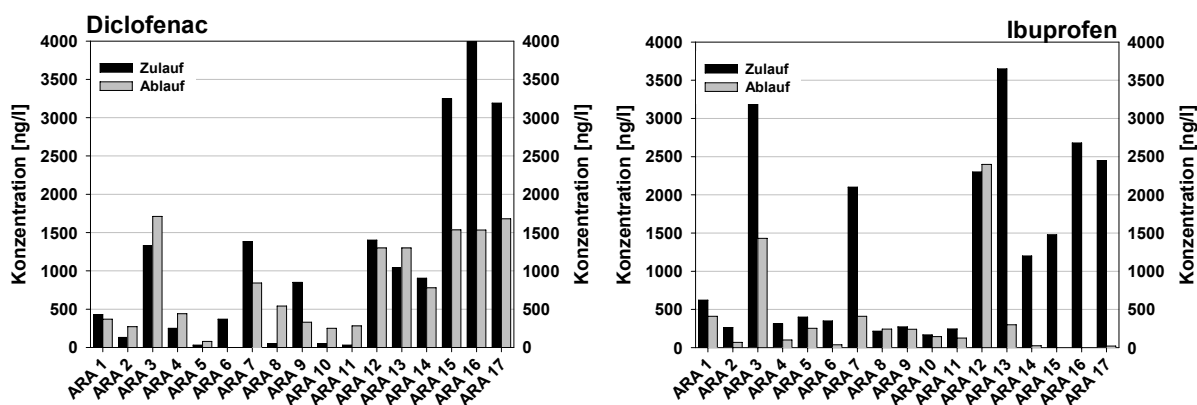
## 2.10 Arzneimittelwirkstoffe

Von den über 1800 in Österreich zugelassenen Arzneimittelwirkstoffen wurde nur eine geringe Anzahl in Kläranlagen untersucht. Die Ergebnisse für ausgewählte Stoffe sind im Folgenden dargestellt, wobei die Arzneimittelwirkstoffe nach Indikationsgruppen gegliedert sind.

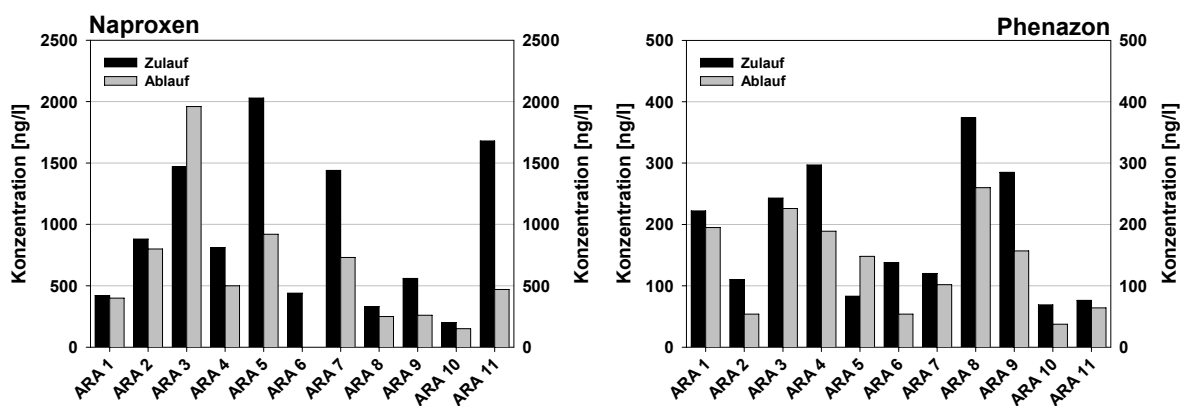
### 2.10.1 Analgetika

*Analgetika gehören zu den am meisten eingesetzten Arzneimitteln in der Humanmedizin. Ihr Wirkungsspektrum umfasst analgetische, antipyretische und antiphlogistische Wirkungskomponenten. Ihr eigentlicher Wirkungsmechanismus beruht auf einer Blockade der Synthese von Prostaglandinen, hormonähnlichen Substanzen, die wesentlich an Schmerz, Fieber und entzündlichen Reaktionen beteiligt sind. Acetylsalicylsäure und Paracetamol sind Wirkstoffe, die in den gängigen rezeptfreien Schmerzmitteln enthalten sind. Die anderen Wirkstoffe werden meist bei rheumatischen Erkrankungen, Entzündungen, Weichteilerkrankungen, Koliken usw. eingesetzt (Umweltbundesamt, 2002c).*

Aus der Indikationsgruppe der Analgetika wurden Diclofenac, Ibuprofen, Naproxen und Phenazon untersucht (Umweltbundesamt, 2002b, Clara et al., 2005a und Clara et al., 2005b).



**Abbildung 12:** Konzentrationen von Diclofenac und Ibuprofen [ng/l] in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen



**Abbildung 13:** Konzentrationen von Naproxen und Phenazon [ng/l] in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen

In Abbildung 12 und Abbildung 13 sind die gemessenen Konzentrationen in den untersuchten Zu- und Ablaufproben dargestellt. Tabelle 10 zeigt eine Zusammenfassung der Ergebnisse.

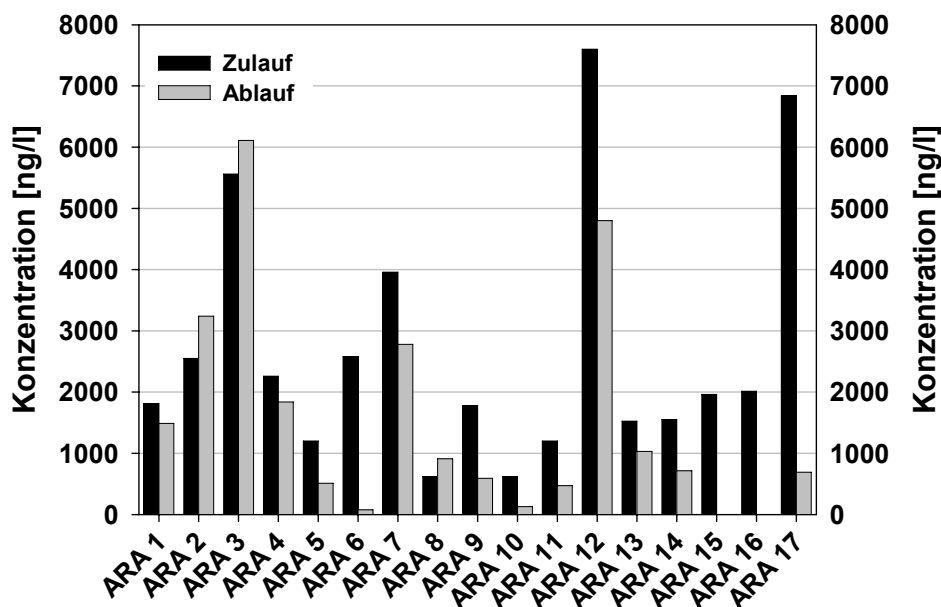
**Tabelle 10:** Zusammenfassung der Konzentrationen [ng/l] der untersuchten Analgetika in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen

	<b>Probe</b>	<b>n</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>	<b>Mittelwert</b>	<b>Median</b>
Diclofenac	Zulauf	17	30	4114	1106	850
	Ablauf	17	n.n.	1710	779	540
Ibuprofen	Zulauf	17	166	3650	1305	623
	Ablauf	17	n.n.	2400	365	145
Naproxen	Zulauf	11	200	2030	933	810
	Ablauf	11	0	1960	585	470
Phenazon	Zulauf	11	69	374	183	138
	Ablauf	11	38	260	135	148

### 2.10.2 Lipidsenker

*Ein erhöhter Cholesterinspiegel im Blut gilt als der wichtigste Risikofaktor der Arteriosklerose. Zur Prophylaxe und Therapie von Lipidstoffwechselstörungen werden Lipidsenker eingesetzt (Umweltbundesamt, 2002c).* Die untersuchten Lipidsenker zählen zur Gruppe der Fibrate, wobei die Clofibrat-Analoga Bezafibrat und Fenofibrat sowie der Metabolit Clofibrinsäure untersucht wurden.

Fenofibrat war nur in 3 von 11 Zulaufproben und nur in einem Ablauf in Konzentrationen größer der Bestimmungsgrenze von 40 ng/l nachweisbar. Clofibrinsäure war in fast allen Proben nachweisbar, in rund der Hälfte der Proben lagen die Konzentrationen jedoch unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 40 ng/l. Der wichtigste Vertreter der Lipidsenker ist somit Bezafibrat. Bezafibrat wurde in allen untersuchten Proben nachgewiesen, wobei die Zulaufkonzentrationen zwischen 620 ng/l und 7600 ng/l und die Ablaufkonzentrationen zwischen nicht nachweisbar und 6100 ng/l schwankten. Die Ergebnisse der Messungen sind für Bezafibrat in Abbildung 14 dargestellt und Tabelle 11 zeigt eine Zusammenfassung der Messergebnisse für die untersuchten Lipidsenker.



**Abbildung 14:** Konzentrationen von Bezafibrat [ng/l] in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen

**Tabelle 11:** Zusammenfassung der Konzentrationen [ng/l] der untersuchten Lipidsenker in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen

	Probe	n	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median
Clofibrinsäure	Zulauf	11	n.n.	420	87	30
	Ablauf	11	n.n.	430	82	45
Bezafibrat	Zulauf	17	620	7600	2684	1960
	Ablauf	17	n.n.	6110	1493	715
Fenofibrat	Zulauf	11	n.n.	370	55	0
	Ablauf	11	n.n.	45	7	0

### 2.10.3 Antibiotika

*Antibiotika sind Substanzen, die zur Chemotherapie von Infektionskrankheiten eingesetzt werden. Antibiotika i. e. S. umfassen eigentlich nur die Stoffwechselprodukte von Mikroorganismen (Schimmelpilze, Bakterien)*

*biologischen Ursprungs mit hemmender oder abtötender Wirkung auf andere Mikroorganismen. Man unterscheidet zwischen*

- *bakterizider (abtötender) und*
- *bakterostatischer (hemmender) Wirkung.*

*Die wesentlichen Angriffspunkte der Antibiotika im Stoffwechsel von Mikroorganismen sind:*

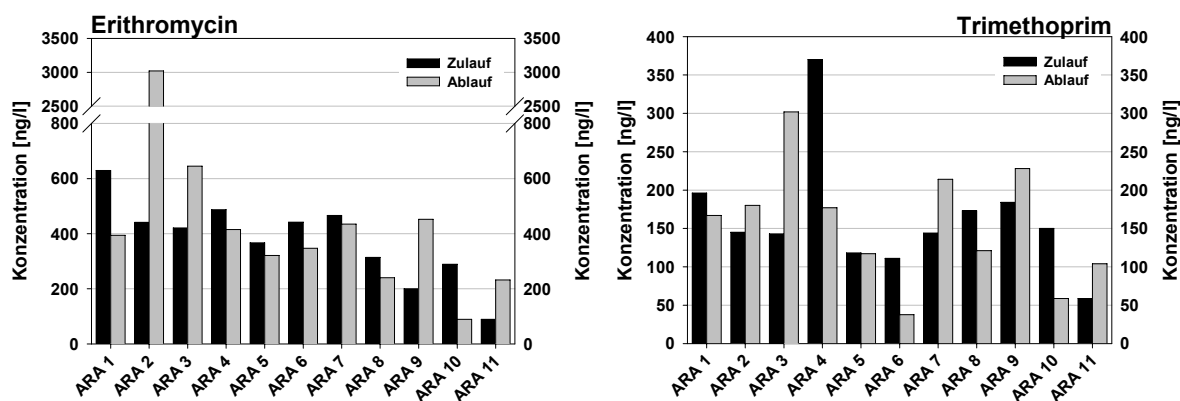
- *Hemmung der Zellwandsynthese (z. B.  $\beta$ -Lactame)*
- *Hemmung der Proteinsynthese (z. B. Tetracycline, Makrolide)*
- *Hemmung der Nucleinsäuresynthese (z. B. Sulfonamide, Gyrasehemmer)*
- *Beeinflussung der Permeabilität der Zytoplasmamembran (Polypeptid-Antibiotika)*

(aus Umweltbundesamt, 2002c)

Bei den Untersuchungen wurden die  $\beta$ -Laktame Penicillin V und Penicillin G, die Makrolidantibiotika Erythromycin und Roxythromycin sowie die Folsäureantagonisten Sulfamethoxazol und Trimethoprim untersucht.

Die untersuchten Penicilline waren in keiner der untersuchten Proben nachweisbar (Nachweisgrenze von 25 ng/l). Sulfamethoxazol wurde in fast allen Proben gefunden, war jedoch nur in rund der Hälfte der Proben quantifizierbar (Bestimmungsgrenze 50 ng/l). Erythromycin und Trimethoprim wurden in allen Proben nachgewiesen.

Die Ergebnisse der Messungen für Erythromycin und Trimethoprim sind in Abbildung 15 dargestellt und Tabelle 12 zeigt eine Zusammenfassung der Messergebnisse für die untersuchten Antibiotika.



**Abbildung 15:** Konzentrationen von Erythromycin und Trimethoprim [ng/l] in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen (aus Umweltbundesamt, 2002b)

**Tabelle 12:** Zusammenfassung der Konzentrationen [ng/l] der untersuchten Antibiotika in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen

	Probe	n	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median
Sulfamethoxazol	Zulauf	16	n.n.	232	70	49
	Ablauf	16	n.n.	234	81	51
Erythromycin	Zulauf	11	89	629	377	421
	Ablauf	11	89	3020	5997	394
Trimethoprim	Zulauf	11	59	370	163	145
	Ablauf	11	38	302	1553	167
Roxithromycin	Zulauf	5	25	117	62	64
	Ablauf	5	36	69	50	45

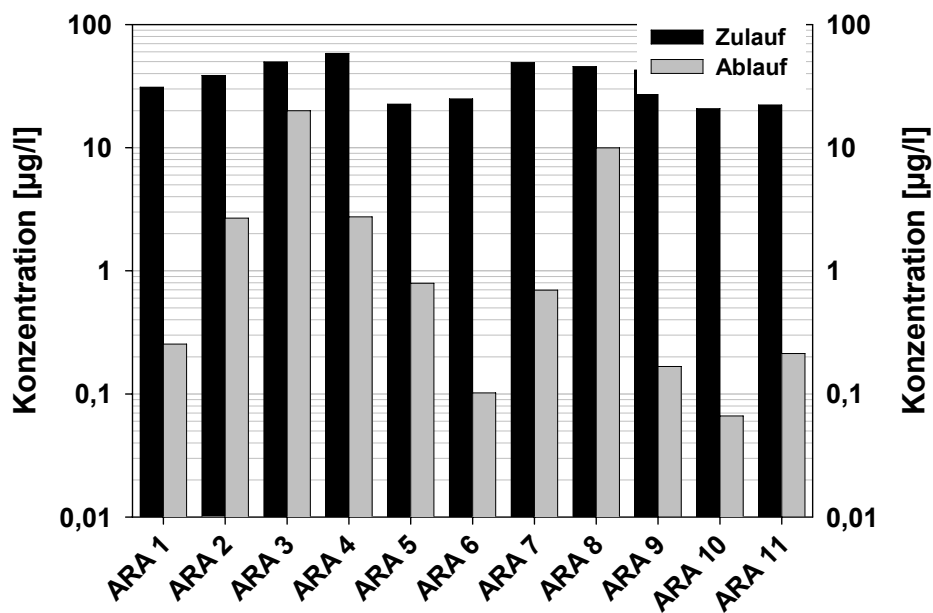
#### 2.10.4 Koffein

*Koffein, ein Xanthinderivat, ist in zahlreichen Arzneispezialitäten und natürlich in vielen Erfrischungsgetränken enthalten. Im AUSTRIA-CODEX waren mit Stand Jänner 1999 64 koffeinhaltige Arzneispezialitäten aufgelistet (Umweltbundesamt, 2002c).*

Bei Untersuchungen des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt, 2002b) wurden 11 kommunale Kläranlagen auf Coffein untersucht und die Substanz



wurde in allen Zu- und Ablaufproben in bestimmaren Konzentrationen (Bestimmungsgrenze 50 ng/l) nachgewiesen. Die Zulaufkonzentrationen schwankten zwischen 20,8 µg/l und 58,3 µg/l und die Ablaufkonzentrationen lagen im Bereich von 0,07 µg/l und 20 µg/l. Die gemessenen Konzentrationen für die einzelnen Kläranlagen sind in Abbildung 16 dargestellt und die Ergebnisse in zusammengefasst.



**Abbildung 16:** Konzentrationen von Koffein [ng/l] in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen (aus Umweltbundesamt, 2002b)

**Tabelle 13:** Zusammenfassung der Koffein Konzentrationen [ng/l] in Zu- und Abläufen kommunaler Kläranlagen

Koffein	n	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median
Zulauf	11	20,8	58,3	36,9	38,6
Ablauf	11	0,07	20	3,4	0,7

### **3 Zusammenfassung und Ausblick**

Ein Vielzahl chemischer Verbindungen ist entweder als Reinsubstanz bzw. als Bestandteil einer Zubereitung sowohl im privaten Bereich (Haushalt, Freizeit) als auch in Industrie und Gewerbe in Verwendung. Viele dieser Stoffe gelangen nach ihrer Verwendung über die (Ab)wasserableitung über Abwasserreinigungsanlagen aber auch über Mischwasserentlastungen oder Regenwasserableitungen in die Gewässer.

Das Umweltbundesamt hat im Rahmen der Umweltkontrolle zahlreiche Xenobiotika in unterschiedlichen Umweltkompartimenten (Luft, Wasser, Boden) untersucht. Ein Schwerpunkt lag in der Untersuchung von Abwasserproben. Da eine umfassende Darstellung der erfassten Daten in diesem Rahmen nicht möglich ist, wurden einzelne Stoffe bzw. Stoffgruppen ausgewählt. Bei der Auswahl wurden aktuelle legislative Entwicklungen (Festlegung von Umweltqualitätsnormen für prioritäre und sonstige Schadstoffe in Fließgewässern) und Forschungsprojekte (Arzneimittelwirkstoffe, endokrin wirksame Stoffe) berücksichtigt.

Beim Vergleich der vorliegenden Daten mit Immissionsgrenzen fällt bei einigen Verbindungen (z.B. Tributylzinnverbindungen, polybromierte Diphenylether, DEHP, usw.) auf, dass die Konzentrationen im gereinigten Abwasser erheblich sind. Es ist jedoch auch anzumerken, dass teilweise die Daten bereits relativ „alt“ sind und bei einigen Stoffe (z.B. Tributylzinnverbindungen, polybromierte Diphenylether, DEHP, PFT, usw.) Verwendungsverbote bzw. –einschränkungen gelten und die Abwasserreinigung sich weiterentwickelt hat (Anpassung an den Stand der Technik, Nährstoffentfernung). Diese Entwicklungen können zu einer Verringerung der Emission bestimmter Stoffe und Stoffgruppen geführt haben.

### **Danksagung**

Dank gebührt allen Kläranlagen, die sich zur Teilnahme an den verschiedenen Projekten bereit erklärt und in vielen Fällen auch die Probenahme durchgeführt haben für ihre Bereitschaft und Kooperation sowie den Mitarbeitern der Abteilung Organische Analysen des Umweltbundesamtes.

## 4 Literatur

- 2000/60/EG. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23.10.2000. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327, 22.12.2000.
- 2455/2001/EG. Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L331, 15.12.2001.
- 2008/105/EG. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/891/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L348/84, 24.12.2008.
- ARCEM, 2003. Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässern – Ein Risiko? Austrian Research Cooperation on endocrine Modulators. Endbericht Juni 2003.
- BGBI. II 96/2006. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG). Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich 96/2006, Teil II, vom 02.03.2006.
- Clara, M., 2004. Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung. Dissertation an der Technischen Universität Wien, Fakultät für Bauingenieurwesen, Wiener Mitteilungen Bd. 191, ISBN 3-85234-082-9.
- Clara, M. 2007. Gewässerbelastung durch „gefährliche Stoffe“ aus der Abwasserentsorgung und Möglichkeiten zu deren weitergehender Reinigung. In H. Kroiss (Ed). Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission. Wiener Mitteilungen Bd. 201, 181-208.
- Clara, M., Kreuzinger, N., Strenn, B., Gans, O., Kroiss, H. 2005a. The solids retention time – a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. *Water Research* 39, 97-106.
- Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N., Kroiss, H. 2005b. Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research* 39, 4797-4807.
- Clara, M., Scharf, S., Scheffknecht, C., Gans, O. 2007. Occurrence of selected surfactants in untreated and treated sewage. *Water Research* 41, 4339-4348.

- Clara, M., Scheffknecht, C., Scharf, S., Weiss, S., and Gans, O. (2008). Emissions of Perfluorinated Alkylated Substances (PFAS) From Point Sources – Identification of Relevant Branches. *Water Sci. Technol.* 58(1), 59-66.
- Hohenblum, P., Scharf, S., Sitka, A. 2003. Perfluorierte anionische Tenside in österreichischen Industrieabwässern. *Vom Wasser*, Bd. 101, 155-164.
- UBA 2007 Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie – Stoffdatenblätter. Umweltbundesamt Dessau. Forschungsbericht 203 21 280, UBA-FB 001011, Texte 29/07, Umweltbundesamt. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3312.pdf>
- Umweltbundesamt, 1995. LAS in der Umwelt: Literaturstudie und Untersuchung zu Waschmittelinhaltstoffen. Umweltbundesamt Berichte. UBA-95-105. ISBN 3-85457-208-5.
- Umweltbundesamt, 1998. Abwasseruntersuchungen auf östrogen wirksame Substanzen: Pilotstudie HKA Wien. Umweltbundesamt Berichte. UBA-BE141. ISBN 3-85457-458-4.
- Umweltbundesamt, 1999. Hormonell wirksame Substanzen im Zu- und Ablauf von Kläranlagen. Datenbericht BE-151. ISBN 3-85457-501-7.
- Umweltbundesamt, 2000. Abwasser- und Klärschlammuntersuchungen in der Pilotkläranlage Entsorgungsbetriebe Simmering (EbS). Umweltbundesamt Monographien. UBA M-121. ISBN 3-85457-537-8.
- Umweltbundesamt, 2002a. Organozinnverbindungen in der aquatischen Umwelt. Umweltbundesamt Berichte. BE-214. ISBN 3-85457-661-7.
- Umweltbundesamt, 2002b. Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen. Umweltbundesamt Berichte. BE-201. ISBN 3-85457-624-2.
- Umweltbundesamt, 2002c. Arzneimittelrückstände in der Umwelt: Bestandsaufnahme und Problemdarstellung. Umweltbundesamt Reports. R-162. ISBN 3-85457-510-6.
- Umweltbundesamt, 2004. Bromierte Flammschutzmittel in der aquatischen Umwelt. Umweltbundesamt Berichte. BE-243. ISBN 3-85457-724-9.
- Umweltbundesamt, 2007. Grundlagen zur Risikoabschätzung für quaternäre Ammoniumverbindungen. Umweltbundesamt Berichte. BE-271. ISBN 3-85457-774-5.
- Umweltbundesamt, 2009. Fact Sheet Trisphosphate. [http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/gesundheit/fact\\_sheets/Fact\\_Sheet\\_Trisphosphate.pdf](http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/gesundheit/fact_sheets/Fact_Sheet_Trisphosphate.pdf). 28.01.2009.
- Wikipedia, 2009. [http://de.wikipedia.org/wiki/Perfluorierte\\_Tenside](http://de.wikipedia.org/wiki/Perfluorierte_Tenside). 28.01.2009.

**Korrespondenz an:**

Manfred Clara

Umweltbundesamt  
Abteilung Oberflächengewässer  
Spittelauer Lände 5  
1090 Wien

Tel: 01 31 304 / 56 12

[manfred.clara@umweltbundesamt.at](mailto:manfred.clara@umweltbundesamt.at)

Windhofer Georg

Umweltbundesamt  
Abteilung Oberflächengewässer  
Spittelauer Lände 5  
1090 Wien

Tel: 01 31 304 / 34 91

[georg.windhofer@umweltbundesamt.at](mailto:georg.windhofer@umweltbundesamt.at)

## Hygienisch-mikrobiologische Bewertung von Oberflächengewässern, Kläranlagenabläufen und Desinfektion

R. Sommer<sup>1</sup>, A.K.T. Kirschner<sup>1</sup>, Th. Haider<sup>2</sup> & A.H. Farnleitner<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Medizinische Universität Wien, Klinisches Institut für Hygiene und Medizinische Mikrobiologie, Wasserhygiene, Kinderspitalgasse 15, 1095 Wien

<sup>2</sup>Medizinische Universität Wien, Institut für Umwelthygiene, Kinderspitalgasse 15, 1095 Wien

<sup>3</sup>Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Getreidemarkt 9, 1060 Wien

**Abstract:** Die hygienisch-mikrobiologische Bewertung von Oberflächengewässern erfolgt am häufigsten anhand der Richtlinien für Oberflächenbadegewässer. Als Untersuchungsparameter werden hierfür standardmäßig die Fäkalbakterien Enterokokken und *Escherichia coli* herangezogen. Unter der Voraussetzung, dass die Datenerhebungen mit zuverlässigen und standardisierten Methoden erfolgt, ist das System zur Gefahrenabschätzung im Hinblick auf ein potentielles Infektionsrisiko für den Menschen geeignet. Eine quantitative Risikoabschätzung ist jedoch nur durch aufwändige epidemiologische Erhebungen oder - praxisgerechter - durch die Methode der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung möglich. Zielführende Qualitätsverbesserungen der Wasserressourcen können durch ein umfassendes Qualitätsmanagement erreicht werden, in dem die Quellen der fäkalen Einträge bestimmt werden. In Abhängigkeit von den Ergebnissen der Risikobewertung der Wasserressource und der vorgesehenen Nutzung des Wassers können Desinfektionsmaßnahmen erforderlich sein. Ein Manko in Hinblick auf die Abwasserdesinfektion ist es, dass Anforderungen an die mikrobizide Leistung der Desinfektionsanlagen weitgehend fehlen. Die Bewertung von desinfiziertem Wasser auf Basis der Konzentrationen an Standardfäkalbakterien allein kann aufgrund deren höheren Empfindlichkeit gegenüber Desinfektionsmaßnahmen zu Missinterpretationen führen. Für einen sicheren Betrieb einer Abwasserdesinfektionsanlage sind eine ausreichende mikrobizide Leistung (bezogen auf wasserhygienisch relevante Mikroorganismen) sowie validierte, in der Praxis kontrollierbare Betriebsparameter, wie Durchfluss, Konzentration, Reaktionszeit, Bestrahlungsstärke, etc. erforderlich.

**Key Words:** hygienisch-mikrobiologische Wasserqualität, Oberflächengewässer, Badegewässer, Abwasser, Fäkalindikatoren, Desinfektion

## 1 Einleitung

Die hygienisch-mikrobiologische Bewertung von Wasser dient zur Abschätzung eines Gefährdungspotentials im Hinblick auf eine Infektion des Menschen durch Bakterien, Viren und Parasiten. Die Übertragungswege umfassen hierbei das Verschlucken, die Inhalation und den Kontakt mit Wasser. In diesem Zusammenhang stellen Verunreinigungen der Wasservorkommen (Grund- und Oberflächenwässer) mit menschlichen oder tierischen Fäkalien im Hinblick auf Infektionen des Menschen durch humanpathogene Mikroorganismen die höchste Gefährdung dar. Tabelle 1 stellt dar, welche Krankheitserreger bei wasserassoziierten Infektionsgeschehen am häufigsten involviert sind. Die Auflistung umfasst jene Krankheitserreger, die in den Jahren 1971 bis 2000 in den USA zu Ausbrüchen in Zusammenhang mit Oberflächenbadewasser geführt haben (Craun et al, 2005). Die Autoren berichten in dieser Studie von 260 Ausbrüchen, von denen 90 allein im Zeitraum von 1996 bis 2000 beobachtet wurden.

Die unterschiedlichen Wasserressourcen und die vielfältigen Nutzungsarten von Wasser stehen in engem Zusammenhang, sodass diese eigentlich nicht voneinander getrennt betrachtet werden können. Die Übertragungswege von fäkal ausgeschiedenen Krankheitserregern auf den Menschen über Wasser können direkt oder indirekt erfolgen, wie z.B.:

- Einleitung von Abwasser in Oberflächengewässer, das zur Trinkwassergewinnung oder für die Erholung (Badegewässer) genutzt wird.
- Verregung und Versickerung von Abwasser verunreinigt das Grundwasser.
- Abwasserbelastetes Oberflächenwasser wird zur Beregnung von landwirtschaftlichen Flächen (Gemüse, Früchte) oder von Grünflächen (Spielplätze, Golfplätze) verwendet.
- Abwasserbelastetes Oberflächenwasser dient zum Tränken von Nutztieren.
- Abwasserbelastetes Oberflächenwasser wird als Ressource zur Aufbereitung von Trinkwasser herangezogen.
- Abwasser wird direkt zu Trinkwasser aufbereitet.

**Tabelle 1:** Krankheitserreger assoziiert mit Ausbrüchen in Zusammenhang mit Oberflächenbadewasser im Zeitraum von 1971 bis 2000 in den USA (Craun et al, 2005).

<b>Infektionserreger</b>	<b>Anzahl an Ausbrüchen in % (n=260)</b>
<i>Shigella</i>	21
<i>Naegleria fowleri</i>	17
pathogene <i>Escherichia coli</i>	9
Schistosoma	9
Norovirus	6
<i>Leptospira</i> spp.	5
<i>Giardia lamblia</i>	4
andere ( <i>Salmonella typhi</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> Adenovirus, Hepatitis A Virus)	5
nicht identifiziert	21

Als wesentliche Maßnahme zur Unterbrechung der Infektionskette Abwasser – menschliche Wassernutzung ist die ordnungsgemäße Entsorgung menschlicher Fäkalien und fäkalem Abwasser zu sehen. Dass diese grundlegende Notwendigkeit auch in Europa nicht selbstverständlich eingehalten wird, zeigt beispielsweise die Verwarnung Italiens durch die Europäische Kommission, in der aufgezeigt wird, dass 299 Städte über keine adäquate Abwasserentsorgung verfügen. Auch wenn sichtbare Ausbrüche in den Industrieländern seltener geworden sind, tragen wasserassoziierte Infektionserkrankungen weiterhin selbst in entwickelten Regionen zu einer Gesundheitsbelastung der Bevölkerung bei.

Je nach Verwendungszweck oder Exposition sind eine mikrobiologische Risikoabschätzung für das Wasservorkommen durchzuführen und die erforderlichen Maßnahmen festzulegen. Um eine solche Risikoabschätzung durchführen zu können, müssen die Konzentrationen an Krankheitserregern ermittelt bzw. abgeschätzt werden. Die Daten aus den routinemäßig durchgeführten Untersuchungen der Konzentrationen an Indikatorbakterien (*Escherichia coli*, Enterokokken) sind hierfür nicht ausreichend, weil es keinen



direkten Zusammenhang zwischen den Konzentrationen an Indikatorbakterien und pathogenen Mikroorganismen gibt. Die Risikoabschätzung wird weiters dadurch erschwert, dass viele Krankheitserreger (z.B. Viren, Dauerformen von Bakterien und Parasiten) gegenüber Umwelteinflüssen und Aufbereitungsmaßnahmen widerstandsfähiger sind als die in der Wasseranalytik üblicherweise untersuchten Indikatorbakterien. Dadurch kann es zu Fehlinterpretationen kommen, indem ein Wasser den in Richtlinien festgelegten, bakteriologischen Anforderungen, z.B. von Trink- oder Badewasser, entspricht, dennoch aber Krankheitserreger in gesundheitsschädlicher Konzentration enthält.

## 2 Hygienisch-mikrobiologische Qualitätsanforderungen

In der Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik wird festgestellt, dass *"die Nachfrage nach Wasser in ausreichender Menge und angemessener Güte permanent in allen Anwendungsbereichen steigt und es notwendig ist, die Gewässer der Gemeinschaft sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht zu schützen."* Die Einteilung der Qualität der Oberflächengewässer in die Kategorien - sehr guter Zustand - guter Zustand - mäßiger Zustand - wird nach den Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands (z.B. Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons) vorgenommen. Als Kriterium wird das Ausmaß der anthropogenen Änderungen herangezogen. Für die Bewertung der Wasserqualität in hygienisch-mikrobiologischer Hinsicht gibt diese Richtlinie jedoch keine Hilfestellung.

Qualitätsstandards in seuchenhygienischer Hinsicht sind lediglich aus der Sicht der Nutzung des Wassers - also auf Basis der Immission - verfügbar. Hier wurden zum Schutz der Gesundheit der Bevölkerung in erster Linie Richtlinien für die Überwachung von Oberflächenbadegewässern (Süßwasser, Meerwasser) bzw. für Trinkwasser - gewonnen aus Oberflächenwasser - entwickelt. Tabelle 2 listet die Parameter zur mikrobiologisch-hygienischen Bewertung auf, die in den internationalen Richtlinien für Oberflächenbadewasser eingesetzt werden. Allen Richtlinien ist gemein, dass als Parameter Fäkalbakterien herangezogen werden, deren Überwachung zur Ermittlung eines möglichen Infektionsrisikos dient. Da

die Fäkalbakterien in der Regel nicht pathogen sind, stellt dieses System eine indirekte Abschätzung der Gefahr einer Infektion dar. Die zulässigen Konzentrationen der Indikatorbakterien beruhen auf unterschiedlichen Konzepten (z.B. epidemiologische Festsetzung, historische Entwicklung).

**Tabelle 2:** Parameter und deren zulässige Konzentrationen zur Bewertung der hygienisch-mikrobiologischen Qualität von Oberflächenbadegewässern (Süßwasser) in internationalen Richtlinien

P (Perzentil); GI (Risiko für Gastroenteritis)

Parameter Methode	Konzentration pro 100 ml	Bewertung	Richtlinie
Intestinale Enterokokken	200 (95-P)	ausgezeichnet	EU-Richtlinie 2006/7/EG
	400 (95-P)	gut	
ISO 7899-1	330 (90-P)	ausreichend	
Intestinale Enterokokken	≤ 40 (95-P)	sehr gut (<1% GI)	WHO-Richtlinie (2003)
	41-200 (95-P)	gut (1-5% GI)	
	201-500 (95-P)	ausreichend (5-10% GI)	
	> 500 (95-P)	nicht ausreichend (>10% GI)	
Intestinale Enterokokken	< 33 geom. Mittelwert < 61 (Einzelprobe)	< 0,8 %	USEPA (1998)
<i>E. coli</i>	500 (95-P)	ausgezeichnet	EU-Richtlinie 2006/7/EG
ISO 9308-3	1000 (95-P)	gut	
	900 (90-P)	ausreichend	
<i>E. coli</i>	< 126 geom. Mittelwert < 235 (Einzelprobe)	< 0,8 %	USEPA (1998)

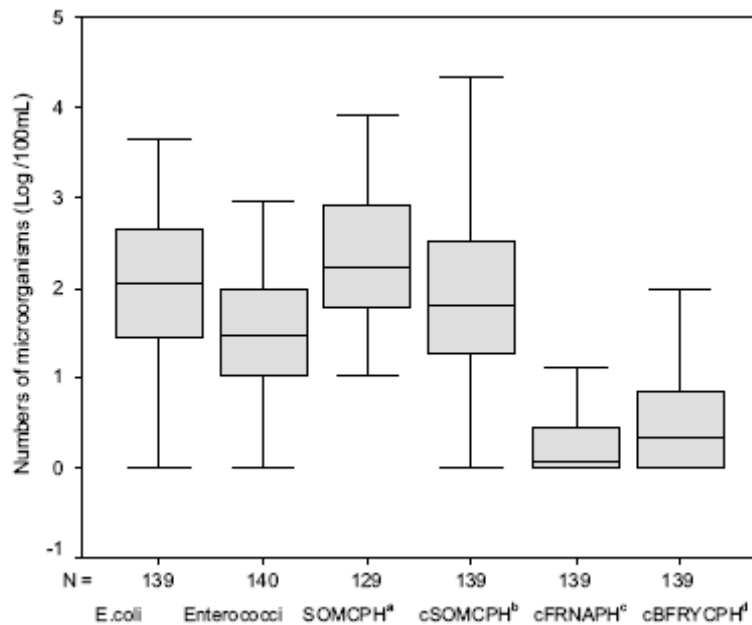
Die direkte quantitative Bestimmung von Krankheitserregern ist weiterhin nur bei gezielten Fragestellungen möglich, da trotz der sich ständig weiter entwickelnden molekularbiologischen Methoden die Untersuchungen bei weitem nicht das gesamte Spektrum an möglichen pathogenen Mikroorganismen abdecken können.

Für die Bestimmung des seuchenhygienischen Risikos sind aufwändige epidemiologische Untersuchungen erforderlich. Da dies auf praktische Grenzen stößt, hat sich in den letzten Jahren die Methode der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA) international etabliert. Diese Methode beruht auf der statistisch-mathematischen Betrachtung ausgewählter Krankheitserreger, deren Dosis-Wirkungsbeziehung bekannt sein muss, sodass daraus die jeweils im Wasser tolerierbare Konzentration abgeleitet werden kann. Diese Methode wurde beispielsweise angewandt, um die hygienisch-mikrobiologische Auswirkung von Versickerung und Verrieselung der Abläufe von Kleinkläranlagen abzuschätzen (Farnleitner et al, 2006). Zielführende Qualitätsverbesserungen von Wasserressourcen können durch ein umfassendes Qualitätsmanagement erreicht werden, in dem die Quellen der fäkalen Einträge durch quantitatives mikrobielles Source Tracking bestimmt werden (Reischer et al, 2007; Kirschner et al, 2008).

International werden Bemühungen unternommen mikrobiologische Indikatoren zu finden, die eine genauere Abschätzung der hygienischen Qualität von Wasser ermöglichen. Im Rahmen eines Projektes der Europäischen Union (SMT4-CT95-1603) wurde die Eignung von Bakteriophagen (F-spezifische RNA Bakteriophagen, somatische Coliphagen und Phagen, die *Bacteriodes fragilis* infizieren) im Vergleich zu den Standard-Fäkalbakterien von 13 Laboratorien untersucht (Contreras-Coll et al, 2002). Hierfür wurden mikrobiologische Daten von Abwässern, Oberflächengewässern und Badegewässern unter Anwendung von Standardmethoden erhoben. Es zeigte sich, dass Bakteriophagen gut geeignet sind, um die Anwesenheit von pathogenen Mikroorganismen anzuzeigen, die gegenüber Umweltfaktoren widerstandsfähiger als die Indikatorbakterien sind. Die im Zuge dieser Studie erhobenen Konzentrationen betragen für *E. coli* und Enterokokken pro jeweils 100 ml Probenmenge für unbehandeltes Abwasser ca.  $1,0 \cdot 10^7$  und ca.  $1,0 \cdot 10^6$ , in den Oberflächenbadegewässern betragen die Konzentrationen für *E. coli* zwischen 0 und  $3,0 \cdot 10^3$  sowie für Enterokokken zwischen 0 und  $1,0 \cdot 10^3$  (Abbildung 1).

In den Jahren 2001 und 2007 wurde im Rahmen eines großen Forschungsprojektes eine umfassende Untersuchung der anthropogenen, fäkalen Belastung der Donau und einiger wesentlicher Zubringerflüsse durchgeführt (Joint Danube Survey). Die Untersuchungen erfolgten an Board eines Forschungsschiffes entlang von 2600 km Fließstrecke der Donau. Im Zuge der

Untersuchung zeigte sich der große Einfluss von Abwasser auf die Qualität des Donauwassers und das Potential, das durch Verbesserung der Abwasserreinigung erzielt werden kann (Kirschner et al, submitted).



**Abbildung 1.** EU-Projekt SMT4-CT95-1603: log Anzahl/100 ml Probenmenge an *Escherichia coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen, F- spezifischen RNA Bakteriophagen und Phagen, die *Bacteriodes fragilis* infizieren, in Proben von europäischen Oberflächenbadegewässer (n = 143). Der Index c bedeutet, dass die Proben nach Aufkonzentrierung untersucht wurden.

### 3 Verfahren zur Desinfektion von Abwasser

Neben dem Schutz der Wasservorkommen stellt die Desinfektion die wirksamste Maßnahme zur Verhinderung von Infektionserkrankungen in der Bevölkerung dar.

Der Begriff Desinfektion wird im Codex-Kapitel B1 Trinkwasser des Österreichischen Lebensmittelbuches (ÖLMB, 2006) als irreversible Inaktivierung von Krankheitserregern definiert. Die rein physikalische Abtrennung von pathogenen Mikroorganismen fällt nicht unter diese Definition. Die Bedingungen bei der Trinkwasserdesinfektion müssen so gewählt werden, dass eine Reduktion von wasserbedingten Krankheitserregern um zumindest 4

log-Stufen (99,99%) erreicht wird. Hierbei ist im Bezug auf das verwendete Desinfektionsverfahren jeweils der widerstandsfähigste trinkwasser-relevante Mikroorganismus zu berücksichtigen (US-EPA).

Im Gegensatz zur Desinfektion von Trinkwasser, bei der die Leistungsanforderungen an den Desinfektionsprozess und die dazu nötigen, kontrollierbaren Betriebsbedingungen festgelegt sind (ÖLMB, 2006), fehlen diese Grundlagen für die Abwasserdesinfektion weitgehend. Seitens des Europäischen Normungsinstitutes wurde 2003 die Europäische Norm EN 12255-14 (Kläranlagen. Teil 14: Desinfektion) herausgegeben, in der mögliche Verfahren aufgezählt und beschrieben werden. Hinsichtlich der mikrobiziden Leistung der Abwasserdesinfektionsprozesse sind in diesem Standard jedoch keine Bedingungen festgelegt. Keines der derzeit in Frage kommenden Desinfektionsverfahren ist universell für alle betrieblichen Gegebenheiten geeignet. Die Auswahl des Verfahrens muss jeweils auf die individuellen Erfordernisse abgestimmt sein. Bei allen Verfahren, die im Durchfluss erfolgen, spielen auch hydraulische Bedingungen eine große Rolle.

Die mikrobiologische Bewertung von desinfiziertem Abwasser wird weiters dadurch erschwert, dass die in der Wasseranalytik untersuchten Indikatorbakterien im Vergleich zu vielen Krankheitserregern (z.B. Viren, Dauerformen von Bakterien und Parasiten) eine deutlich höhere Empfindlichkeit gegenüber Desinfektionsmaßnahmen aufweisen.

Die Abwasserdesinfektion wird in Österreich selten eingesetzt. Die Notwendigkeit einer Desinfektion wird üblicherweise dann diskutiert, wenn das Abwasser entweder aus Risikobereichen stammt (Laboratorien, Produktionsbetriebe der Pharmaindustrie, Infektionsabteilungen), der Vorfluter nicht mächtig genug ist, um eine ausreichende Verdünnung des Abwassers zu gewährleisten oder im Bereich der Einleitung besondere Vorschriften gelten (z.B. öffentliche Badestellen in Oberflächengewässern).

Es wird meist nicht beachtet, dass die konventionelle Abwasseraufbereitung, die auf die Reinigung des Abwassers in ökologischer Hinsicht abzielt, keine ausreichende Inaktivierung von Krankheitserregern bewirkt. Bei einer konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung werden Reduktionen an wasserhygienisch relevanten Mikroorganismen von 90 bis

99,9 % erreicht (WHO, 2006). Der Ablauf von konventionellen Kläranlagen ist daher als infektiös anzusehen.

Für die Abwasserdesinfektion stehen physikalische Methoden wie thermische Verfahren, die UV-Bestrahlung und die Behandlung mit ionisierender Strahlung (Gammastrahlung, Elektronenstrahl) sowie als chemische Verfahren die Ozonung und die Chlorung zur Verfügung.

Bei der Anwendung von chemischen Desinfektionsmitteln ist speziell auf die Problematik der Bildung unerwünschter Nebenprodukte (insbesondere halogenierte aliphatische Kohlenwasserstoffe) zu beachten. Die Chlorung von Abwasser ist aus ökotoxikologischen Gründen abzulehnen.

Die Desinfektion von infektiösem Abwasser aus Risikobereichen wird als erste Stufe am Ort des Anfalles meist mit thermischen Verfahren durchgeführt. Bei Abwasserreinigungsanlagen, für deren Abläufe besondere mikrobiologische Anforderungen gelten, stellt die Desinfektion hingegen die letzte Stufe der Kläranlage dar.

Die thermische Abwasserbehandlung kann entweder im Chargenbetrieb oder kontinuierlich durchgeführt werden. Voraussetzung für die Zuverlässigkeit dieser Methoden ist die homogene thermische Verteilung im gesamten Abwasservolumen. Die Leistungsfähigkeit solcher Anlagen kann durch standardisierte mikrobiologische Tests überprüft werden. Besondere Bedingungen wurden für die mikrobizide Behandlung von Abwässern aus Betrieben, die mit gentechnisch veränderten Mikroorganismen (GVO) arbeiten, vorgeschrieben. Hier wird je nach der Sicherheitsstufe, welcher die GVO zugehören, eine thermische Behandlung des Abwassers mit Temperaturen von 121°C (20 Minuten) bis zu 134°C verlangt.

Qualitätsstandards für die Validierung und Überwachung einer ausreichenden Leistungsfähigkeit von Anlagen zur Abwasserdesinfektion haben sich international noch nicht etabliert. Meist erfolgt die Dimensionierung nach individuellen Vorgaben, die von einer Behörde festgesetzt werden oder auf der Einhaltung von immissionsbasierenden Standards (z.B. Grenzwerte von Oberflächenbadegewässern) oder anderer anwendungsbezogener Anforderungen beruhen. Diese Vorgangsweise ist wegen der bereits besprochenen, höheren Desinfektionsmittelresistenz von Krankheitserregern kritisch zu hinterfragen.

In den letzten Jahren haben sich Bakteriophagen als Modelle für humanpathogene Viren und Sporen von *Bacillus subtilis* als Vertreter von mikrobiellen Dauerformen (wie z.B. Cysten und Oocysten von Protozoen) bewährt, die mikrobizide Wirkung von Desinfektionsverfahren standardisiert zu untersuchen (Sommer et al, 2001; Pribil et al, 2007). Aufgrund der Tatsache, dass die Empfindlichkeit von Mikroorganismen gegenüber Desinfektionsverfahren keinem einheitlichen Muster folgt, ist eine Kombination mehrerer Biodosimeter/Surrogate zu empfehlen (Sommer et al, 2001; Pribil et al, 2007). Um eine Qualitätssicherung für den späteren Betrieb zu gewährleisten, ist es erforderlich im Rahmen dieses Validierungsprozesses die spezifischen Betriebsparameter festzulegen.

### 3.1 UV-Desinfektion von Abwasser

Die Desinfektion von gereinigtem Abwasser mit UV-Strahlung hat in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen und wird insbesondere in Kanada, Nordamerika und England angewendet. Sie kann nur sinnvoll bei Wässern eingesetzt werden, die weitgehend trübstofffrei sind, damit die UV-Strahlung die zu inaktivierenden Mikroorganismen erreichen kann. In Partikeln und Aggregaten eingeschlossene Mikroorganismen können nicht oder nur unzureichend inaktiviert werden. Zur Entfernung von Trübstoffen werden meist Sand- oder Tuchfilter eingesetzt. Die gelösten Inhaltsstoffe im Abwasser bewirken eine geringe UV-Durchlässigkeit des Wassers. Daher sind UV-Desinfektionsanlagen speziell konzipiert, das Wasser wird in sehr geringen Schichtdicken bestrahlt. Der Energieeinsatz ist im Vergleich zur Trinkwasserdesinfektion groß. Dies wird durch den Vorteil aufgewogen, dass im Gegensatz zu chemischen Desinfektionsverfahren mit unerwünschten Desinfektionsnebenprodukten nicht zu rechnen ist. Die UV-Desinfektion wird häufig an Kläranlagenabläufen, die im Bereich von Badestellen eingeleitet werden, eingesetzt. Voraussetzung für einen erfolgreichen Betrieb einer Abwasser-UV-Anlage sind ausreichend hohe mikrobizid wirksame UV-Fluenzen, sorgfältiger Betrieb und Wartung. Hierzu gehört die kontinuierliche Überwachung der Bestrahlungsstärken im Bestrahlungsraum und die regelmäßige Entfernung der Beläge an den Hüllrohren der UV-Strahler (mechanisch oder automatisch), da sonst die Desinfektionswirkung vermindert wird. Die anzuwendende UV-Fluenz hängt von den Anforderungen im Einzelfall ab, sie muss jedoch hoch genug sein, um eine Photoreaktivierung bei

Bakterien zu verhindern (mikobizid wirkende UV-Fluenz  $> 400 \text{ J/m}^2$ ). Dies ist notwendig, da die Mikroorganismen nach der UV-Bestrahlung im Vorfluter dem Sonnenlicht ausgesetzt sind. Die Wellenlängen des Sonnenlichtes aktivieren bei Bakterien das Enzym Photolyase, welches UV-Schäden am Genom reparieren und somit den Desinfektionseffekt zunichte machen kann.

Für die UV-Trinkwasserdesinfektion sind internationale Qualitätsstandards seit einigen Jahren etabliert (Sommer et al, 2008). Im Gegensatz dazu gibt es für die Validierung und Überwachung einer ausreichenden Leistungsfähigkeit von UV-Anlagen zur Abwasserdesinfektion noch keine Vorgaben. Meist erfolgt die Dimensionierung nach individuellen, immissionsbasierenden Vorgaben, die von einer Behörde festgesetzt werden.

#### 4 Schlussfolgerungen

- Als größte Beeinträchtigung der hygienisch-mikrobiologischen Qualität von Oberflächengewässern sind punktuelle und diffuse Einträge von menschlichen und tierischen Abwässern anzusehen.
- Die mechanisch-biologische Abwasserreinigung stellt eine wichtige, erste Barriere dar, um Infektionen der Bevölkerung durch wasserübertragbare Bakterien, Viren und Parasiten zu vermindern. Dennoch sind Abläufe aus kommunalen Kläranlagen als potentiell infektiös einzustufen.
- An kommunale Abwasseremissionen werden in Österreich im Allgemeinen keine hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen gestellt. Eine entsprechende Bewertung eines Oberflächengewässers wird erst dann vorgenommen, wenn dieses für eine Nutzung durch den Menschen vorgesehen ist.
- Die hygienisch-mikrobiologische Bewertung von Oberflächengewässern erfolgt am häufigsten anhand der Richtlinien für Oberflächenbadegewässer. Als Untersuchungsparameter werden hierfür standardmäßig die Fäkalbakterien Enterokokken und *Escherichia coli* herangezogen. Unter der Voraussetzung, dass die Datenerhebungen mit zuverlässigen und standardisierten Methoden erfolgt, ist das System zur Gefahrenabschätzung im Hinblick auf ein potentielles Infektionsrisiko für den Menschen geeignet.



- Eine quantitative Risikoabschätzung ist nur durch aufwändige epidemiologische Erhebungen oder praxisgerechter durch die Methode der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung möglich. Zielführende Qualitätsverbesserungen der Wasserressourcen können durch ein umfassendes Qualitätsmanagement erreicht werden, in dem auch die Quellen der fäkalen Einträge bestimmt werden.
- Abhängig von den Ergebnissen der Risikobewertung der Wasserressource und der vorgesehenen Nutzung des Wassers können Desinfektionsmaßnahmen erforderlich sein.
- Im Hinblick auf die Anforderungen an die mikrobizide Leistung von Abwasserdesinfektionsanlagen fehlen weitgehend Konzepte und Standards, die auf die Inaktivierung relevanter Krankheitserreger und auf deren anzustrebenden Reduktionen ausgerichtet sind. Die Bewertung von desinfiziertem Wasser auf Basis der Standardfäkalbakterien allein kann aufgrund deren höheren Empfindlichkeit gegenüber Desinfektionsmaßnahmen zu Missinterpretationen führen. Für einen sicheren Betrieb ist die Festlegung von validierten, kontrollierbaren Betriebsparametern, wie Durchfluss, Konzentration, Reaktionszeit, Bestrahlungsstärke, etc. erforderlich.
- Die Leistungsfähigkeit von Desinfektionsverfahren muss auf die Empfindlichkeit der relevanten Krankheitserreger und auf den Verwendungszweck des Wassers abgestimmt sein (mikrobiologische Risikoabschätzung).
- Die mikrobiologische Validierung von Desinfektionsverfahren mit Biosimetern/Surrogaten, bei der die im praktischen Betrieb einzuhaltenden Betriebsparameter festgelegt werden, stellt eine geeignete Vorgangsweise dar, um eine sichere Desinfektion zu gewährleisten.

## 5 Literatur

Contreras-Coll N, Lucena F, Mooijman K, Havelaar A, Pierzo V, Boque M, Gawler A, Höller C, Lambiri M, Mirolo G, Moreno B, Niemi M, Sommer R, Valentin B, Wiedenmann A, Young V and Jofre J (2002) Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe. *Water Research* 36 4963-4974

- Craun GF, Calderon RL, Craun MF (2005) Outbreaks associated with recreational water in the United States. *International J Environ Hlth Res.* 15 243-262
- Europäische Norm EN 12255-14 (2003) Kläranlagen. Teil 14: Desinfektion
- Europäisches Parlament und Rat (2000) Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Europäisches Parlament und Rat (2006) Richtlinie 2006/7/EG vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung
- Farnleitner AH, Strelie H, Mach R, Kavka GG (2006) Hygienisch - mikrobiologische Aspekte bei der Versickerung von mechanisch – biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. In Kroiss et al; Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen, Endbericht; Phase 2; Im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Kirschner AKT, Kavka GG, Velimirov B, Reischer GH, Mach RL, Farnleitner AH (2008) Microbiological water quality and DNA based quantitative microbial source tracking. In: Liska I, Wagner F, Slobodnik J (eds.) Joint Danube Survey 2, Final scientific report 2008. ICPDR Vienna, Austria; pp 86-95
- Kirschner AKT, Kavka, Velimirov B, Mach RL, Sommer R, Farnleitner AH (submitted) Microbiological water quality along a 2600 km longitudinal profile of the Danube River: Integrating data from two whole-river surveys and a transnational monitoring network. *Water Research*
- Österreichisches Lebensmittelbuch Kapitel B1 Trinkwasser (2006) IV. Auflage
- Pribil W, Gehringer P, Eschweiler H, Cabaj A, Haider Th and Sommer R (2007) Assessment of *Bacillus subtilis* Spores as a Possible Bioindicator for Evaluation of the Microbicidal Efficacy of Radiation Processing of Water *Water Environment Research* 79 (7), 720-724
- Reischer G, Haider JM, Sommer R, Stadler H, Keiblinger KM, Hornek R, Mach RL, Farnleitner AH (2007) Quantitative microbial faecal source tracking with sampling guided by hydrological catchment dynamics. *Environmental Microbiology* 10: 2598-2608
- Sommer R, Pribil W, Appelt S, Gehringer P, Eschweiler H, Leth H, Cabaj A and Haider Th (2001) Inactivation of bacteriophages in water by means of non-ionizing (UV-253,7 nm) and ionizing (gamma) radiation: a comparative approach. *Water Research* 35/13, 3109-3116
- Sommer R, Cabaj A, Hirschmann G and Haider Th (2008) Disinfection of Drinking Water by UV Irradiation: Basic Principles - Specific Requirements - International Implementations. *Ozone: Science & Engineering* 30:43-48

United States Environmental Protection Agency US-EPA (1989) National primary drinking water regulations: Filtration, Disinfection, Turbidity, Giardia lamblia, Viruses, Legionella, and Heterotrophic Plate Count Bacteria. Reg. 54:27486

US EPA (1998) Bacterial water quality standards for recreational waters (freshwater and marine waters. Washington, DC, US Environmental Protection Agency (EPA-823-R-98-003).

World Health Organisation (2003) Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and fresh waters (ISBN 92 4 154580 1)

World Health Organisation (2006) Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Volume 2 - wastewater use in agriculture. Geneva

Korrespondenz an:

Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Regina Sommer

Medizinische Universität Wien  
Klinisches Institut für Hygiene und Medizinische Mikrobiologie  
Wasserhygiene  
Kinderspitalgasse 15  
1095 Wien

Tel: +43-1-40490-79452

Fax: +43-140490-9794

Mail: [regina.sommer@meduniwien.ac.at](mailto:regina.sommer@meduniwien.ac.at)

# Überlegungen zur quantitativen Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Emissionen und Immissionsanforderungen

Matthias Zessner<sup>1)</sup>, Oliver Gabriel<sup>1)</sup>, Martin Wimmer<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien; <sup>2)</sup> Lebensministerium

**Abstract:** Der vorliegende Beitrag befasst sich mit der Frage nach geeigneten Ansätzen zur Berechnung von Konzentrationen in Gewässern, die unterhalb von Punkteinleitungen zu erwarten sind. Diese Frage ist relevant um jene Einleitungsfrachten abzuleiten, die zur Einhaltung von Qualitätszielen unterhalb der Einleitung zugelassen werden können. Die Mischungsrechnung ist dafür eine grundsätzlich ganz einfache Vorgangsweise. Die Problematik liegt darin, dass alle Eingangsgrößen, welche in die Mischungsrechnung verwendet werden, sich in der Realität laufend ändern. Damit erhebt sich die Frage, welche Werte für die Eingangsgrößen einzusetzen sind. Es kann gezeigt werden, dass die Frage der Wahl der Bezugswasserführung und der Vorbelastung, ganz entscheidend für die Berechnung ist. Selbst logisch erscheinende Bezugsgrößen können zu völlig falschen Ergebnissen führen. Der vorliegende Beitrag zeigt, welche statistischen Kenngrößen verwendet werden können, wenn es um die Ableitung von Emissionsfrachten zur Einhaltung von Qualitätszielen geht, welche als Jahresmittelwerte eingehalten werden müssen. Weiters wird die „Monte Carlo Methode“ vorgestellt, welche es erlaubt auch die Variabilität der Wasserführung, der Vorbelastung und der Einleitungsfracht zu berücksichtigen, wenn es um die Frage der Absicherung von Qualitätszielen geht.

**Key Words:** Abwassereinleitungen, Gewässerschutz, Mischungsrechnung, Monte Carlo Methode, Qualitätsziele, Stand der Technik

## 1 Einleitung

Zeiten ändern sich. Während in Österreich über viele Jahrzehnte Gewässerschutzpolitik überwiegend über den Emissionsansatz (Vorsorge-

prinzip bzw. Umsetzung einer Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik) vorangetrieben wurde und damit sehr erfolgreich war (Zessner, 2007), gerät über die Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zusehends der Immissionsansatz in den Focus der Betrachtung. Zweifellos war der „kombinierte Ansatz“ (Kombination von Vorsorgeprinzip und Immissionsprinzip) auch in Zeiten vor Umsetzung der WRRL im österreichischen Wasserrecht verankert (Oberleitner, 2007). Mangels verbindlicher Immissionsanforderungen kam dabei jedoch der Immissionsbetrachtung eine untergeordnete Rolle zu. Inzwischen wurden mit der Qualitätszielverordnung „Chemie Oberflächengewässer“ (BGBL 96/2006) verbindliche Grenzwerte für „gefährliche Stoffe“ in Gewässern festgelegt. Zudem ist die Qualitätszielverordnung „Ökologie“ in Vorbereitung. Auch hier sollen für die sogenannten „allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter“ Anforderungen an die Gewässer definiert werden (Deutsch, Kreuzinger, 2008). Auch in den Nachbarländern Österreichs werden vermehrt verbindliche Qualitätsziele für Oberflächengewässer festgelegt, welche bei Ländern, die für die österreichischen Gewässer Unterlieger darstellen, auch für Österreich Relevanz haben.

Trotz der Erfolge der Gewässerschutzpolitik in Österreich, welche überwiegend über das Vorsorgeprinzip erreicht wurden, zeigt sich, dass eine Reihe von Gewässern in Österreich im Risiko stehen, den „guten Zustand“ aufgrund stofflicher Belastungen zu verfehlen (BMLFUW, 2005). Einerseits können für dieses Risiko der Zielverfehlung diffuse Belastungen verantwortlich sein. Andererseits können aber auch Bedingungen verantwortlich sein, bei denen trotz Reinigung nach dem Stand der Technik aufgrund ungünstiger Verdünnungsverhältnisse oder aufgrund einer Konzentration von Einleitern die immissionsseitigen Anforderungen nicht eingehalten werden können. Besonders kritisch sind Fälle, bei denen trotz der Umsetzung des Standes der Technik der (industriellen) Abwasserreinigung in Österreich Vorstellungen oder gesetzliche Vorgaben von Nachbarländern, die Flüsse aus Österreich als Unterlieger empfangen, nicht erfüllt werden. Diesbezüglich wurde in den letzten Jahren auch medial schon einiges zwischenstaatliches Porzellan zerschlagen (z.B. an der Raab). Weiters ist zu bedenken, dass in jedem Bewilligungsverfahren für eine Einleitung sichergestellt werden muss, dass neben den Emissionsbegrenzungen die verbindlichen Qualitätsziele in den Gewässern unterhalb der Einleitung eingehalten werden müssen. Sollte dies über die

Begrenzungen gemäß Stand der Technik (Emissionsverordnungen) nicht möglich sein, sind Einleitungen über den Stand der Technik hinaus zu begrenzen.

Um bei Überschreitung von Qualitätszielen in Gewässern Maßnahmen zur Zielerreichung entwickeln bzw. bei der Bewilligung für Emissionen sicherstellen zu können, dass Qualitätsziele unterhalb einer Einleitung nicht überschritten werden, ist es erforderlich - ausgehend von Qualitätszielen im Gewässer - zulässige Emissionen ableiten zu können. Eine Problematik für Österreich liegt darin, dass aufgrund der langen Fokussierung auf das Vorsorgeprinzip Methoden zur Bearbeitung dieser Fragestellung nicht sehr weit entwickelt bzw. verbreitet sind. Die Vielschichtigkeit dieser Aufgabe wurde bereits in Zessner (2007) erläutert.

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich auf die Berechnung zulässiger Einleitungsfrachten bei Einzeleinleitungen, welche von Qualitätszielen im Gewässer unter Annahme einer vollständigen Durchmischung abgeleitet werden. Andere Aspekte der Ableitung von zulässigen Emissionsfrachten über immissionsseitige Qualitätsziele wie der Umgang mit einer unvollständigen Durchmischung bzw. Betrachtungen auf Einzugsgebietsebenen mit mehreren Einleitern werden hier nicht berücksichtigt und können an anderer Stelle nachgelesen werden (z.B. Jirka *et al.*, 2004; Gabriel & Zessner 2006; 2007 und Gabriel *et al.*, 2008 für unvollständige Durchmischung bzw. van Gils *et al.*, 2005; Schreiber *et al.*, 2005; Schilling *et al.*, 2007; Ruzicka *et al.*, 2009 für Einzugsgebiets weite Betrachtungen).

## 2 Mischungsrechnung

Die Mischungsrechnung stellt eine prinzipiell sehr einfache Möglichkeit dar einen Zusammenhang zwischen Einleitungsfrachten und Konzentrationen von Stoffen im Gewässer herzustellen. Es wird das Prinzip der Erhaltung der Masse angewandt, wonach die Summe aus Gewässerfracht oberhalb der Einleitung und Einleitungsfracht die Gewässerfracht unterhalb der Einleitung ergibt (Formel 1). Aus der Umformung der Gleichung ergibt sich, dass die Konzentration unterhalb einer Einleitung aus der Fracht oberhalb der Einleitung plus der Einleitungsfracht dividiert durch die Wassermenge unterhalb der Einleitung

errechnet werden kann. Für die Ableitung der zulässigen Einleitungsfracht muss das Kriterium erfüllt sein, dass die Konzentration unterhalb der Einleitung kleiner als das Qualitätsziel (Grenzwert bzw. Grenzkonzentration) sein muss (Formel 2). Dies kann genutzt werden um entsprechend dem kombinierten Ansatz zu prüfen, ob bei einer Einleitung nach dem Stand der Technik das Qualitätsziel eingehalten werden kann und – falls dies nicht der Fall ist – eine maximal zulässige Einleitungsfracht zu berechnen, bei der das Qualitätsziel unterhalb der Einleitung eingehalten werden kann.

$$Q_{Gew} * c_{Vor} + F_{Einl} = (Q_{Gew} + Q_{Einl}) * c_{Nach} \quad (1)$$

$$c_{Qual} > c_{Nach} = \frac{F_{Einl} + Q_{Gew} * c_{Vor}}{Q_{Gew} + Q_{Einl}} \quad (2)$$

Dabei gilt:

$c_{Qual}$ ...	Qualitätsziel (Grenzwert)
$c_{Nach}$ ...	Konzentration unterhalb der Einleitung
$c_{Vor}$ ...	Vorbelastung des Gewässers
$Q_{Gew}$ ...	Wasserführung Gewässer
$F_{Einl}$ ...	Zulässige Einleitungsfracht
$Q_{Einl}$ ...	Wassermenge Einleiter

Die Problematik der Berechnung liegt darin, dass nicht von einem statischen System ausgegangen werden kann, sondern sich in der Realität alle Eingangsgrößen der Berechnung laufend verändern. Dies steht jedoch im Widerspruch zu dem Ziel, aus der Berechnung Einleitungsfrachten abzuleiten, die in einem Bewilligungsverfahren als fixe Größen festgeschrieben werden können. Zudem sind die Qualitätsziele neben einem Zahlenwert über eine statistischen Kenngröße definiert, die die Anforderungen an die Sicherheit, mit der das Qualitätsziel einzuhalten ist, angibt (z.B. Jahresmittelwert oder 90 % - Wert: das ist der Wert, der von 90 % der Messwerte unterschritten wird).

Die Herausforderung der Berechnung liegt darin, die Eingangsgrößen so zu wählen, dass die zulässige Einleitungsfracht eines Einleiters so festgelegt werden kann, dass das Qualitätsziel unterhalb der Einleitung entsprechend seiner statistischen Definition eingehalten werden kann. Hier tritt jedoch ein klarer Interessenskonflikt zu Tage. Einerseits wären in Hinblick auf den Gewässerschutz die Eingangsgrößen in die Berechnung so zu wählen, dass die Qualitätsziele unterhalb der Einleitung mit großer Sicherheit eingehalten werden können. Andererseits liegt es im Interesse des Einleiters, ein vorhandenes Aufnahmepotential des Gewässers möglichst weitgehend auszunutzen. Schließlich geht man von einer Situation aus, bei der eine Reinigung nach dem Stand der Technik jedenfalls zu erfolgen hat. Jede weitere Verringerung der zulässigen Einleitungsfracht macht daher eine Reinigung erforderlich, die über den Stand der Technik hinausgeht und damit auch zusätzliche Kosten verursacht.

Ziel der Berechnung muss es daher sein, die Dynamik der Wirklichkeit so abzubilden, dass bei einer bestimmten statistischen Definition der Anforderungen an das Qualitätsziel, die möglichen Einleitungsfrachten möglichst genau berechnet werden können. Grundsätzlich sind dafür zwei Vorgangsweisen möglich:

- i. Es können als Eingangsparameter statistische Kenngrößen werden werden.
- ii. Es kann über wiederholte Berechnung mit variablen Eingangsgrößen die Variabilität der Gewässerkonzentrationen unterhalb der Einleitung abgebildet wird und aus diesen Berechnungsergebnissen Kennwerte abgeleitet werden.

In den folgenden Kapiteln werden mögliche Vorgangsweisen unter Berücksichtigung der statistischen Definition des Qualitätszieles dargestellt.

### **3 Qualitätsziele als Jahresmittelwerte**

Im vor 2003 in Ausnahmefällen praktizierten behördlichen Verfahren zur Festlegung von Emissionen aufgrund von Betrachtungen von Umweltqualitätszielen (Österreichisches Bundesministerium für Umwelt, Regionale Entwicklung und Landwirtschaft, 1991) wurde in Österreich in

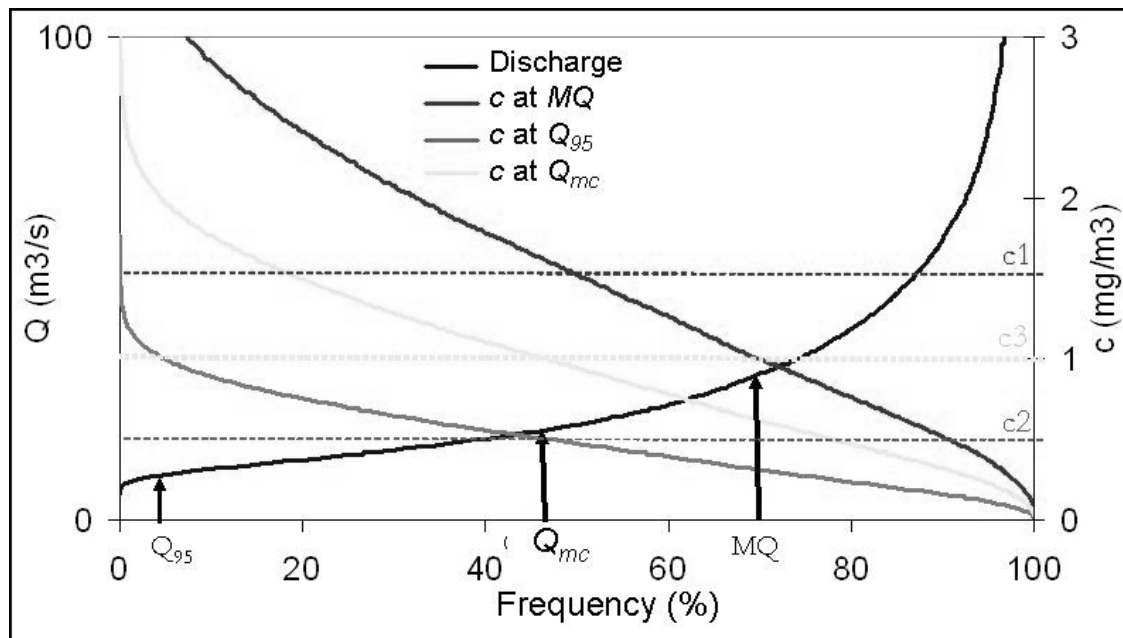


Mischungsberechnungen das  $Q_{85}$  (Abfluss, der in 85% des Jahres überschritten wird) oder das  $Q_{95}$  (Abfluss, der in 95% des Jahres überschritten wird) zwei aufeinander folgender Jahre als Bezugswasserführung zugrunde gelegt. Die Bezugswasserführung ist dabei jene Wasserführung, die in einer statischen Mischungsrechnung als Wasserführung im Gewässer verwendet wird um zulässige Emissionsfrachten zu berechnen. Zu dieser Zeit waren die Richtwerte der Immissionsrichtlinie (1986) sowie die im Entwurf zur Immissionsverordnung (1994) vorgesehenen Grenzwerte als 90 % bzw. 85 % - Werte vorgesehen. Die Qualitätszielverordnung „Chemie Oberflächengewässer“ (QZV-Chemie; BGBl 96/2006) gibt dagegen vor, dass die Umweltqualitätsziele (UQZ) im jährlichen Mittel eingehalten werden müssen. In einer ersten Näherung könnte man daher meinen, dass in diesem Fall die Mittelwasserführung (MQ) eine adäquate Bezugswasserführung darstellt. Berechnungen an unterschiedlichen österreichischen Fließgewässern (Zessner et al., 2004) haben ergeben, dass eine mit der einen ( $Q_{95}$ ) oder der anderen (MQ) Wasserführung berechnete maximal tolerierbare Jahresfracht im Falle einer punktförmigen Einleitung um bis zu 600% voneinander abweichen würde. Das verdeutlicht die Notwendigkeit, entsprechend der Vorgaben der QZV-Chemie eine Bezugswasserführung festzulegen, die verlässlich das Einhalten eines UQZ im jährlichen Mittel gewährleistet.

Abbildung 1 zeigt eine typische Häufigkeitsverteilung von Abflüssen in einem Fließgewässer (schwarze Kurve). Charakteristisch für die Abflüsse ist dabei die schiefe Verteilung mit starker Zunahme der Abflussmengen im Bereich hoher Unterschreitungshäufigkeiten. Die mittlere Wasserführung (MQ) hat üblicherweise eine Unterschreitungshäufigkeit, die im Bereich von 70 % liegt.

Soll nun eine Einleitung so beschränkt werden, dass für eine Substanz (z.B. ein „gefährlicher Stoff“ nach QZV-Chemie) eine Konzentration von  $1 \text{ mg/m}^3$  als Qualitätsziel eingehalten werden kann, und wird das MQ als Bezugswasserführung für die Ableitung der zulässigen Emissionsfracht herangezogen (entsprechend Formel (2)), so ergibt sich im Falle, dass MQ auftritt, eine Konzentration im Fließgewässer von  $1 \text{ mg/m}^3$  bei Einleitung der zulässigen Maximalfracht. Wird nun angenommen, dass die über MQ als Bezugswasserführung abgeleitete Fracht konstant eingeleitet wird, so ergibt sich eine Häufigkeitsverteilung der Konzentrationen im Fließgewässer, wie sie in Abbildung 1 durch die schwarze Linie (c at MQ) dargestellt ist. Dabei wird das

UQZ von  $1 \text{ mg/m}^3$  an etwa 70% der Tage überschritten, und die resultierende Jahresmittelkonzentration ( $c_1$ ) liegt deutlich über der Zielkonzentration von  $1 \text{ mg/m}^3$  (Faktor 1,6 dargestellt durch die schwarz gepunktete Linie).



**Abbildung 1:** Unterschreitungshäufigkeit des Abflusses in einem Fließgewässer und Überschreitungshäufigkeit von Konzentrationen, die sich bei einer Ableitung von Emissionsbegrenzungen basierend auf unterschiedlicher Bezugswasserführung bei den jeweiligen Abflüssen ergeben würde.

Wird  $Q_{95}$  als Bezugswasserführung zur Ableitung einer maximal zulässigen Emissionsfracht herangezogen, so tritt beim Auftreten von  $Q_{95}$  und Einleitung der zulässigen Maximalfracht die Grenzkonzentration von  $1 \text{ mg/m}^3$  auf. Wird wiederum eine konstante Ableitung der maximal zulässigen Fracht angenommen, so wird die Grenzkonzentration nur an 5% der Tage überschritten (Schnittpunkt von  $c_3$  mit  $c$  at  $Q_{95}$ ). Die im Fließgewässer auftretende mittlere Konzentration ( $c_2$ ) wäre aber um die Hälfte niedriger ( $0,5 \text{ mg/m}^3$ ), als es das UQZ erlauben würde. Um zu berechnen, bei Einleitung welcher maximal zulässigen Fracht das UQZ im Jahresmittel erreicht wird, ist es notwendig, den Abfluss zu definieren, an dem die mittlere Konzentration ( $Q_{mc}$ ) auftritt. Diese Bezugswasserführung lässt sich wie folgt ableiten:

Es soll jener Abfluss berechnet werden für den die Bedingung in Formel (3) gilt.

$$c_m = \frac{F_{Einl}}{Q_{mc}} \quad (3)$$

$c_m$	Jahresmittelwert der Konzentrationen
$F_{Einl}$	Einleitungsfracht (als konstant angenommen)
$Q_{mc}$	Abfluss im Gewässer bei dem bei konstanter Einleitungsfracht der Jahresmittelwert der Konzentrationen auftritt

Der Jahresmittelwert der Konzentration lässt sich aus der Einleitungsfracht und einer kontinuierlichen Abflusserhebung nach Formel (4) bzw. unter Annahme einer konstanten Einleitungsfracht nach Formel (5) berechnen.

$$c_m = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{F_{Einl}}{Q_i}}{n} \quad (4) \quad c_m = \frac{F_{Einl} \sum_{i=1}^n \frac{1}{Q_i}}{n} \quad (5)$$

$Q_i$	Abfluss (z.B. Tageswert)
$n$	Anzahl der vorhandenen Abflusswerte (z.B. 365 Tageswerte pro Jahr)

Setzt man in Formel (5)  $c_m$  aus Formel (3) ein, so erhält man Formel (6) bzw. wenn  $F_{Einl}$  gekürzt wird Formel (7).

$$\frac{F_{Einl}}{Q_{mc}} = \frac{F_{Einl} \sum_{i=1}^n \frac{1}{Q_i}}{n} \quad (6) \quad \frac{1}{Q_{mc}} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{Q_i}}{n} \quad (7)$$

Über Umformung der Formel (7) erhält man Formel (8). Über diese kann nun aus einer vorhanden Datenreihe von Abflüssen in einem Gewässer (z.B. Jahresreihe der täglichen Abflüsse) jene Wasserführung ( $Q_{mc}$ ) berechnet werden, bei der bei konstanter Einleitungsfracht der Jahresmittelwert der Konzentrationen auftritt.  $Q_{mc}$  ist damit als Bezugswasserführung geeignet, wenn über eine statische Mischungsrechnung jene maximale Einleitungsfracht

berechnet werden soll, bei der ein Qualitätsziel als Jahresmittelwert eingehalten werden kann.

$$Q_{mc} = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{Q_i}} \quad (8)$$

In Abbildung 1 ist nun unter  $c$  at  $Q_{mc}$  jene Konzentrationsverteilung angegeben, die sich ergeben würde, wenn unter Berücksichtigung der Abflussverteilung jene Fracht als konstante Einleitung angenommen wird, welche sich über die Bezugswasserführung  $Q_{mc}$  und einem angestrebten Jahresmittel der Gewässerkonzentrationen von  $1 \text{ g/m}^3$  ergeben würde. Dies führt dazu, dass wie angestrebt die Konzentration bei  $Q_{mc}$  sowie auch die mittlere Jahreskonzentration  $1 \text{ g/m}^3$  beträgt, während in ca. 45 % der Zeit die Konzentrationen über und in ca. 55 % der Fälle unter  $1 \text{ g/m}^3$  liegt.

Unter Berücksichtigung der Asymmetrie der Häufigkeitsverteilung des Abflusses liegt damit der Abfluss  $Q_{mc}$  zwischen  $Q_{50}$  und  $Q_{60}$ . Berücksichtigt man nun in einem weiteren Schritt die Variabilität der Abflüsse in verschiedenen Jahren, so müsste  $Q_{mc}$  als Bezugswasserführung aus dem Jahr mit den niedrigsten Abflüssen (=  $Q_{mcNQ}$ ) berechnet werden, wenn ein Grenzwert in jedem Jahr als Jahresmittelwert einzuhalten ist. Die hier dargestellten Überlegungen sind in den Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie (BMFLUW, 2006) eingegangen.  $Q_{mcNQ}$  wurde hier als Bezugswasserführung definiert und geht als solche in die Berechnung von zulässigen Emissionsfrachten ein. Zusätzlich sind in diesem Erlass auch Vorgaben zur Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung enthalten.

Die Ableitung der Vorbelastung ( $c_{vor}$ ) wird im Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie nicht näher diskutiert. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass für den Fall, dass Grenzwerte als Jahresmittelwerte einzuhalten sind, basierend auf vorhandenen Daten auch die Vorbelastung als Jahresmittelwert in der Berechnung angesetzt werden kann. Weiters wird in dem Erlass von einer Ableitung der maximalen zulässigen Jahresfrachten ausgegangen. Auf mögliche Schwankungen in der Fracht über das Jahr und wie damit umzugehen ist, wird nicht näher eingegangen.

## 4 Qualitätsziele als Perzentilwerte

### 4.1 Herkömmlicher Berechnungsansatz

Der herkömmliche Ansatz einer Mischungsrechnung besteht darin, dass eine zulässige Einleitungsfracht gemäß Formel (2) unter Annahme eines Wertes als Bezugswasserführung und eines Wertes als Vorbelastung berechnet wird. Für den Fall, dass das Qualitätsziel als Jahresmittelwert eingehalten werden muss, konnten im vorherigen Kapitel geeignete Eingangsgrößen für diese Berechnung abgeleitet werden.

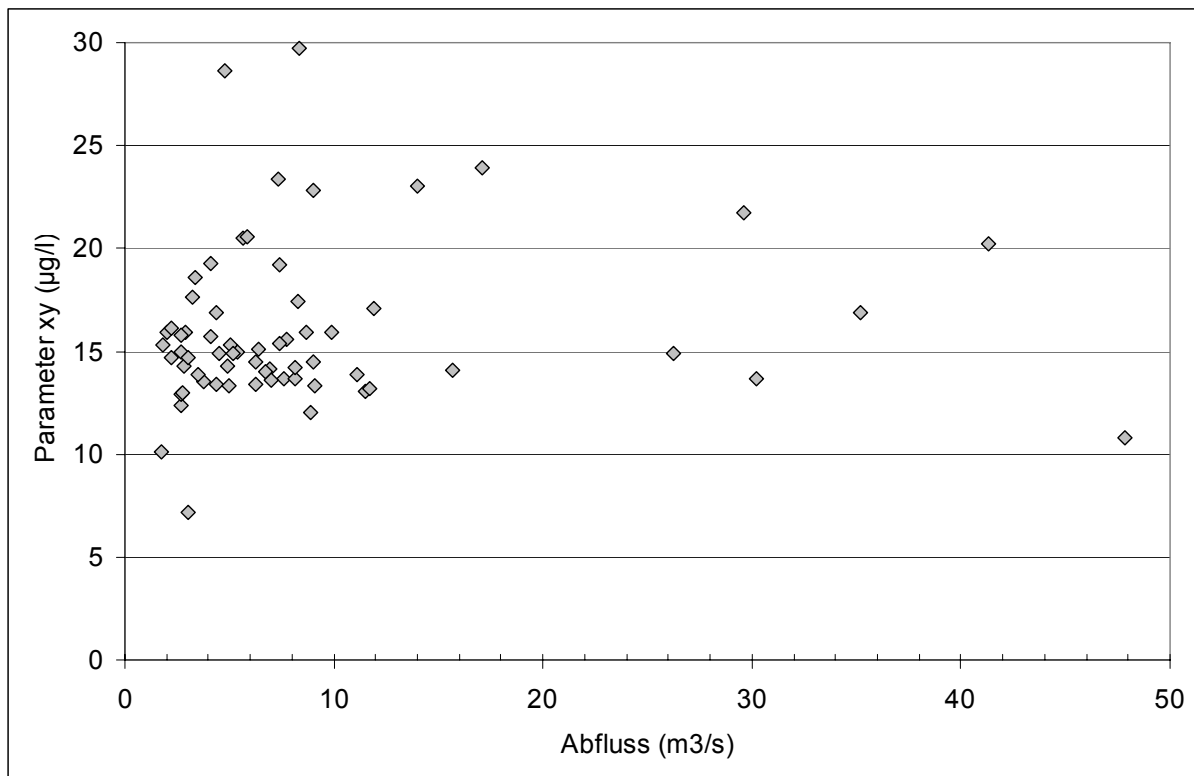
Die Definition, dass Qualitätsziele als Jahresmittelwerte einzuhalten sind, ist weder national noch international überall in gleicher Weise umgesetzt. In Österreich werden im Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern gemäß WRRL (Deutsch und Kreuzinger, 2008) Qualitätsnormen als 90% - Perzentile (bzw. 90 % - Werte) definiert. Der 90 %-Wert ist jener Wert, der in einer Serie von Messungen in 90 % der Fälle unterschritten wird. Qualitätsziele die als 90%-Werte definiert werden, müssen demnach von 90% der Messwerte unterschritten werden.

Auch im benachbarten Ausland werden Qualitätsziele teilweise als Perzentilwerte angegeben. So sind z.B. nach der tschechischen Regierungsverordnung 229/2007 „über Indikatoren und Werte der zugelassenen Verschmutzung der Oberflächengewässer und Abwässer und den Erfordernissen einer Genehmigung zur Emission von Abwässern in die Oberflächengewässer und in die Kanalisation“ Grenzwerte dann eingehalten, wenn sie von 90 % der Messwerte unterschritten werden. Qualitätsziele werden demnach auch hier als 90%-Werte definiert.

Es wird aus den in Kapitel 3 diskutierten Zusammenhängen deutlich, dass sich für den Fall, dass Qualitätsziele über einen 90%-Wert definiert sind, das  $Q_{mc}$  bzw.  $Q_{mcNQ}$  nicht als Bezugswasserführung eignet. Auch der Mittelwert der gemessenen Konzentrationen ist als Ansatz für die Bestimmung der Vorbelastung nicht sinnvoll. Es stellt sich nun die Frage, welche Bezugswasserführung bzw. Vorbelastung für die Mischungsrechnung zu wählen

ist, wenn ein Qualitätsziel als 90%-Wert definiert ist und demnach in 90% der Messungen eingehalten werden muss.

Um eine geeignete Vorgangsweise für diese Fragestellung erarbeiten zu können, soll sie nun an einem konkreten Fallbeispiel in anonymisierter Form diskutiert werden. Dargestellte Messwerte wurden in ihrer Absolutgröße verändert, in ihrer Relation zu einander jedoch unverändert gelassen. In Abbildung 2 ist die Vorbelastung eines Gewässers für einen Parameter xy in Abhängigkeit vom jeweiligen Abfluss dargestellt (c/Q-Diagramm). In das betrachtete Gewässer wird durch einen Einzeleinleiter dieser Parameter so weit aufgestockt, dass ein Qualitätsziel – 40 µg/l definiert als 90 %-Wert – unterhalb der Einleitung nicht eingehalten werden kann.



**Abbildung 2:** Konzentration gegen Abfluss (c/Q Diagramm) für die Vorbelastung und den Abfluss im betrachteten Gewässer oberhalb der Einleitung

Die Fragestellung war nun, welche Emissionsfrachten zulässig sind, damit das Qualitätsziel unterhalb der Einleitung doch eingehalten werden kann. Da es sich um ein Gewässer mit einer relativ geringen Breite handelt, kann in einem Abstand von 1 km von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen werden. Deshalb wurde eine unvollständige Durchmischung nicht weiter

betrachtet. In Tabelle 3 sind statistische Kennzahlen des Abflusses des Gewässers und der Vorbelastung dargestellt.

Tabelle 3: statistische Kenngrößen von Abfluss und Vorbelastung des betrachteten Gewässers oberhalb der Einleitung

$Q_{90}$	$Q_{95}$	90%-Wert	Cm bei $Q_{90}$	Cm bei $Q_{95}$
$\text{m}^3/\text{s}$	$\text{m}^3/\text{s}$	$\mu\text{g}/\text{l}$	$\mu\text{g}/\text{l}$	$\mu\text{g}/\text{l}$
2,6	2,2	24,0	15,0	14,5

Legende:

- $Q_{90}$  Abfluss im Gewässer der an 90% der Tage überschritten wird
- $Q_{95}$  Abfluss im Gewässer der an 95% der Tage überschritten wird
- 90%-Wert Konzentration im Gewässer oberhalb der Einleitung, die von 90% der Messwerte unterschritten wird
- Cm bei  $Q_{90}$  mittlere Konzentration die bei einem Abfluss von ca.  $Q_{90}$  im Gewässer oberhalb der Einleitung auftritt
- Cm bei  $Q_{95}$  mittlere Konzentration die bei einem Abfluss von ca.  $Q_{95}$  im Gewässer oberhalb der Einleitung auftritt

Für den herkömmlichen Berechnungsansatz werden im Folgenden zwei Fälle einander gegenübergestellt, die aufgrund der Definition des Qualitätsziels als 90%-Wert als logisch erscheinen. Beiden gehen von  $Q_{90}$  als Bezugswasserführung aus. Im ersten Fall wird zudem der 90%-Wert der Messwerte oberhalb der Einleitung als Vorbelastung angesetzt. Im zweiten Fall wird die mittlere Konzentration, welche sich aus den Messungen im Bereich eines Abflusses von  $Q_{90}$  ergibt, als Vorbelastung in der Mischungsrechnung (siehe Formel 2) verwendet.

Berechnungsvariante 1:

- Bezugswasserführung:  $Q_{90}$  des Gewässers oberhalb der Einleitung
- Vorbelastung: 90%-Wert der oberhalb der Einleitung gemessenen Konzentrationen

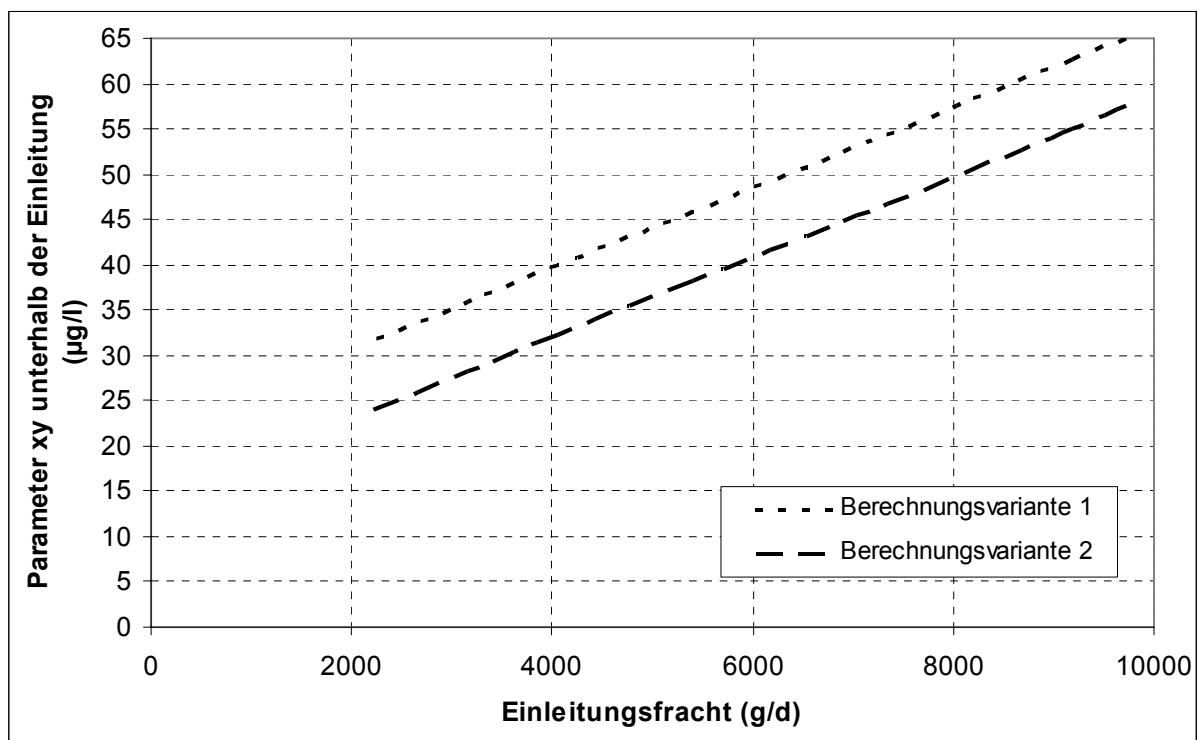
Berechnungsvariante 2

- Bezugswasserführung:  $Q_{90}$  des Gewässers oberhalb der Einleitung

- Vorbelastung: mittlere Konzentration der Messwerte oberhalb der Einleitung bei einem Abfluss von  $Q_{90}$

In Abbildung 3 ist die rechnerische Konzentration unterhalb der Einleitung in Abhängigkeit von der angenommenen Einleitungsfracht dargestellt. Für die Berechnungsvariante 1 würde demnach das Qualitätsziel von  $40\mu\text{g/l}$  bei einer Einleitung von ca.  $4000\text{ g/d}$  erreicht werden.

Das Ergebnis mit Berechnungsvariante 2 weicht deutlich von jenem der ersten Berechnungsvariante ab. Ein Qualitätsziel von  $40\mu\text{g/l}$  wird erst bei einer Einleitungsfracht von ca.  $6000\text{ g/d}$  erreicht. Beide Ansätze erscheinen bei oberflächlicher Betrachtung „logisch“, führen jedoch zu stark unterschiedlichen Ergebnissen.



**Abbildung 3:** Rechnerische Konzentrationen unterhalb einer Einleitung in Abhängigkeit von der Einleitungsfracht für die beiden Berechnungsvarianten

Betrachtet man Abbildung 2 näher, können die Probleme, die beiden Berechnungsvarianten zugrunde liegen, deutlich erkannt werden. Der Abfluss  $Q_{90}$  ist zweifellos die naheliegende Bezugswasserführung, wenn die Einhaltung von Grenzwerten als 90%-Wert angestrebt wird. Eine Erhöhung von Konzentrationen im Gewässer durch einen Einleiter nimmt mit fallendem



Abfluss zu. Somit liegt die durch einen Einleiter verursachte Konzentrationserhöhung in 90% der Fälle unter der bei  $Q_{90}$  Auftretenden.

Allerdings ist aus Abbildung 2 zu erkennen, dass die statistischen Kenngrößen  $Q_{90}$  und der 90%-Wert der Konzentrationen der Vorbelastung nicht zugleich auftreten und damit eine Verknüpfung der beiden statistischen Kenngrößen für eine Berechnung, wie sie in der Berechnungsvariante 1 durchgeführt wurde, nicht sinnvoll ist.

Demgegenüber erscheint die Vorgangsweise in Berechnungsvariante 2 angebrachter. Hier wird als Vorbelastung jener Wert angesetzt, der bei einem Abfluss von  $Q_{90}$  tatsächlich im Gewässer auftritt. Das Problem dieser Berechnungsvariante liegt jedoch darin, dass diese Variante davon ausgeht, dass Überschreitungen des Qualitätsziels nur bei Abflüssen auftreten, die kleiner oder gleich  $Q_{90}$  sind. Tatsächlich sieht man jedoch bei Betrachtung von Abbildung 2, dass bei Abflüssen, die höher sind als  $Q_{90}$ , teilweise auch Konzentrationen auftreten, welche deutlich höher sind als die mittlere Konzentration bei  $Q_{90}$ . Somit kann es auch bei Abflüssen, die höher als  $Q_{90}$  sind, durch die Aufhöhung zu Konzentrationen unterhalb der Einleitung kommen, die jene übertreffen, die sich über die Berechnung der Aufhöhung über das  $Q_{90}$  ergeben. Diese Berechnungsvariante kann daher das als 90%-Wert angestrebte Qualitätsziel nicht absichern.

Damit sind die Grenzen des herkömmlichen Berechnungsansatzes erreicht. Es könnten noch weitere Berechnungsvarianten mit unterschiedlichen Rechenergebnissen durchgeführt werden, ohne daraus gesichert die optimale Variante ableiten zu können. Auch lässt sich über diesen herkömmlichen Berechnungsansatz eine Schwankung der Einleitungsfrachten nicht berücksichtigen.

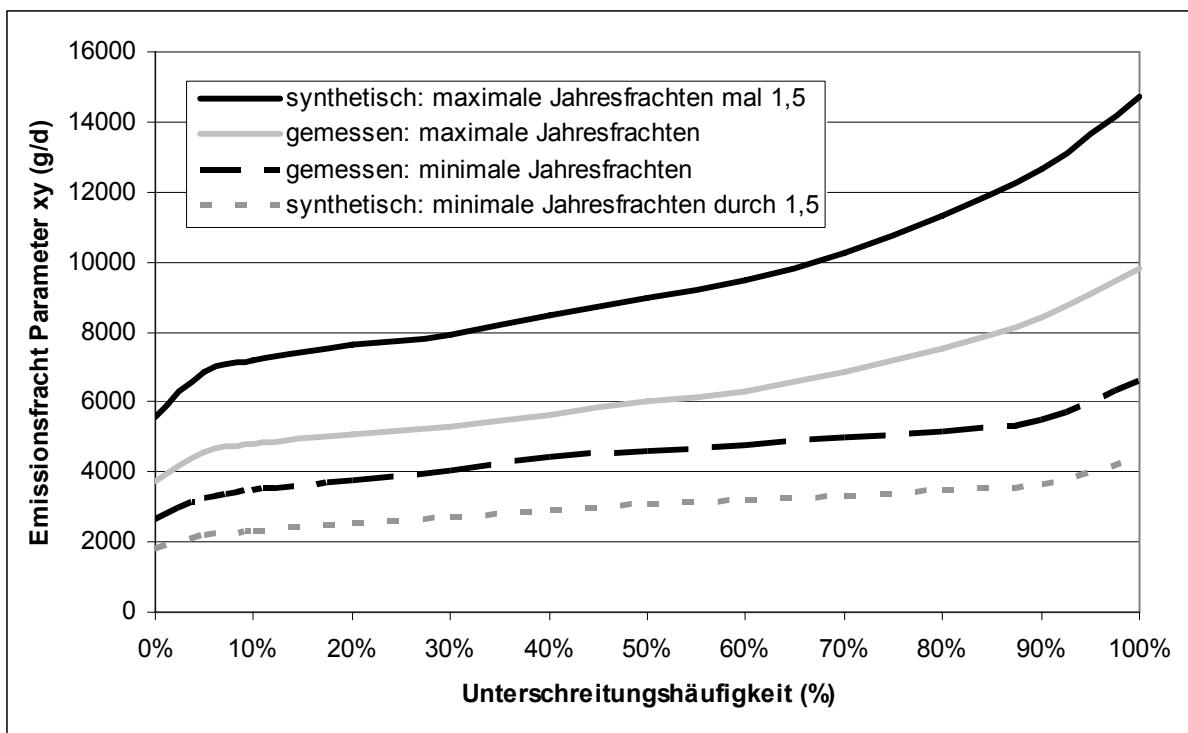
Im Weiteren wird daher von der herkömmlichen Anwendung der Mischungsrechnung abgegangen und eine Berechnungsmethode vorgestellt, welche auf den Überlegungen einer Monte Carlo Simulation beruht.

## 4.2 Monte Carlo Methode

Bei der Berechnung von zu erwartenden Konzentrationen in Fließgewässern unterhalb der Einleitung von Punktquellen mit Hilfe der „Monte Carlo

Methode“ werden wiederholte Berechnungen mit unterschiedlichen Ausgangsgrößen durchgeführt und letztendlich aus der Verteilung der Ergebnisse statistische Kennzahlen abgeleitet.

Für diese Berechnungsmethode ist eine Messreihe für die Vorbelastung von zumindest 24 über mehrere Jahre verteilten Wertepaaren von Konzentration und Abfluss erforderlich. Die Messungen sollten eine für die Abflusssituation des Gewässers typische Zeitspanne abdecken. Weiters wird einer Beschreibung der Einleitungsfrachten über eine Häufigkeitsverteilung (z.B. Verhältnis zwischen maximaler Tagesfracht, mittlere Tagesfracht und minimaler Tagesfracht) benötigt.



**Abbildung 4:** Häufigkeitsverteilung (Darstellung als Unterschreitungshäufigkeit pro Jahr) der Tageswerte der Emissionsfrachten eines Einleiters für vier unterschiedliche Einleitungsniveaus (zwei gemessene und zwei „synthetische“).

Für den in Kapitel 4.1 dargestellten Fall waren Daten über die Vorbelastung aus einer sechsjährigen Messreihe mit zumeist 12 Messungen pro Jahr vorhanden (siehe Abbildung 2). Weiters waren über sechs Jahre Daten der bestehenden Einleitung vorhanden, aus welchen die Häufigkeitsverteilungen der Einleitungsfrachten für Einzeljahre abgeleitet werden konnten (Abbildung 4).

Das Verhältnis zwischen der mittleren Tagesfracht eines Jahres und der maximalen Tagesfracht desselben Jahres betrug dabei ca. 1,5 (1,4 bis 1,6 in Abhängigkeit vom betrachteten Jahr).

Um die Berechnungen mit unterschiedlichen Einleitungsniveaus durchführen zu können, wurden die Häufigkeitsverteilungen der Einleitungen des Jahres mit den maximalen Jahresfrachten und die des Jahres mit den minimalen Jahresfrachten ausgewertet und für die Berechnung herangezogen. Darüber hinaus wurden aus den gemessenen Häufigkeitsverteilungen der Einleitungsfrachten „synthetische“ Häufigkeitsverteilungen generiert, welche in Hinblick auf die relative Verteilung den gemessenen entsprechen, jedoch absolut auf einem anderen Niveau liegen (siehe Abbildung 4).

Zur Umsetzung der „Monte Carlo Methode“ wird die Mischungsrechnung entsprechend Formel (9) wiederholt durchgeführt. Für jedes Wertepaar der Datenreihe aus Abfluss und Vorbelastung wird eine Konzentration unterhalb der Einleitung errechnet. Die dazu benötigte Einleitungsfracht wird per Zufallsgenerator aus der Häufigkeitsverteilung für ein bestimmtes Einleitungsniveau gewählt (Abbildung 4). Für einen Berechnungsdurchlauf wird jedem Wertepaar aus Abfluss und Vorbelastung (im vorliegenden Fall insgesamt 12-mal 6 Wertepaare) eine unterschiedliche Einleitungsfracht zugeordnet und eine Konzentration unterhalb der Einleitung errechnet (72 Werte). Um die Variabilität der möglicherweise auftretenden Situationen besser abbilden zu können, wird der Berechnungsdurchlauf mehrfach (x-mal) wiederholt. Dabei wird jedem Wertepaar aus Abfluss und Vorbelastung wieder eine neue Einleitungsfracht per Zufallsgenerator zugeordnet. Dies führt zu einer Vielzahl möglicher Konzentrationen unterhalb der Einleitung (im vorliegenden Fall 72-mal x Werte), die bei einem gewissen Einleitungsniveau erwartet werden können. Aus diesem Ergebnis kann nun jede beliebige statistische Kennzahl errechnet (z.B. 90%-Wert) und Qualitätszielen gegenüber gestellt werden.

$$c_{Nach-n} = \frac{F_{Einl-xy} + Q_{Gew-n} * c_{Vor-n}}{Q_{Gew-n} + Q_{Einl-xy}} \quad (9)$$

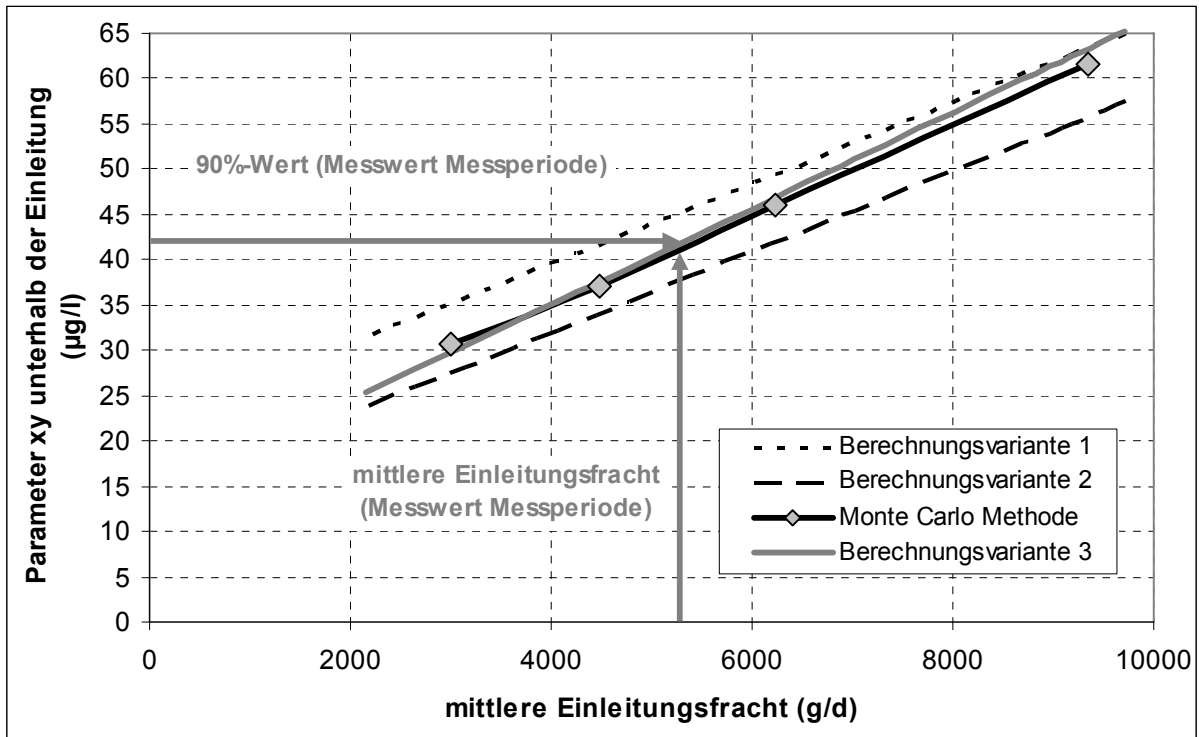
Dabei gilt:

$c_{\text{Nach-n}} \dots$	rechnerische Konzentration unterhalb der Einleitung bei Einleitungsfracht ( $F_{\text{Einl-xy}}$ ) für den Zeitpunkt n
$c_{\text{Vor-n}} \dots$	Vorbelastung des Gewässers zum Zeitpunkt n
$Q_{\text{Gew-n}} \dots$	Wasserführung Gewässer zum Zeitpunkt n
$F_{\text{Einl-xy}} \dots$	aus Häufigkeitsverteilung (Abbildung 4) über Zufallsgenerator gewählte Einleitungsfracht
$Q_{\text{Einl-xy}} \dots$	der Einleitungsfracht ( $F_{\text{Einl-xy}}$ ) zugeordnete Ablaufwassermenge des Einleiters

Um die Konzentrationen unterhalb der Einleitung für ein anderes Einleitungsniveau errechnen zu können, wird der gesamte Vorgang mit der Häufigkeitsverteilung eines anderen Einleitungsniveaus wiederholt. Die Ergebnisse für die Berechnungen mit den vier Häufigkeitsverteilungen der Einleitungsfrachten aus Abbildung 4 sind in Abbildung 5 dargestellt. Dabei ist auf der x-Achse die mittlere Einleitungsfracht und auf der y-Achse der 90%-Werte der Konzentrationen unterhalb der Einleitung aufgetragen. Die mit „Monte Carlo Methode“ bezeichnete Kurve stellt die Ausgleichskurve der vier Berechnungsfälle dar. Es zeigt sich, dass die Ergebnisse der „Monte Carlo Methode“ zwischen den Ergebnissen der in Kapitel 1 beschriebenen Berechnungsvarianten 1 und 2 liegt. Die zulässige Emissionsfracht würde auf Basis der „Monte Carlo Methode“ im Jahresmittel ca. 5000 g/d betragen. Berücksichtigt man zudem das Verhältnis zwischen maximaler und mittlerer Tagesfracht von ca. 1,5, welches sich - wie zuvor beschrieben - etwa aus den gemessenen Häufigkeitsverteilungen der täglichen Emissionsfrachten ergibt, wäre eine mögliche Emissionsfracht um das Qualitätsziel nicht zu überschreiten mit maximal 7500 g/d als maximaler Tageswert zu begrenzen, während die Tagesfracht im Jahresmittel mit maximal 5000 g/d zu beschränken wäre. Für eine letztendliche Festlegung müsste jedoch zudem im Zuge einer Einzugsgebietsweiten Betrachtung die Frage in die Überlegungen mit einbezogen werden, wieweit dem Einleiter tatsächlich die Ausschöpfung des gesamten Emissionsspielraumes zugestanden werden kann. Aber auch für diese Fragestellung stellt eine möglichst gute Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Emission und Immission die Grundlage dar.

Die Qualität der Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Emission und Immission muss letztendlich über den Vergleich mit Messdaten erfolgen. Trägt man nun die vorhanden Messwerte unterhalb der Einleitung als 90%-Werte und

die mittlere Einleitungsfracht der Messperiode in dem Diagramm ein (Abbildung 5), so sieht man, dass die Messdaten eine gute Übereinstimmung mit den Rechenwerten nach der „Monte Carlo Methode“ ergeben.



**Abbildung 5:** Rechnerische Konzentrationen unterhalb einer Einleitung in Abhängigkeit von der Einleitungsfracht und der gewählten Berechnungsvariante

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die „Monte Carlo Methode“ zur Berechnung von Konzentrationen in Fließgewässern unterhalb von Punkteinleitungen eine deutliche Verbesserung gegenüber dem zuvor dargestellten herkömmlichen Rechenansatz darstellt. Einschränkend ist jedoch zu erwähnen, dass mit der „Monte Carlo Methode“ klarerweise nur für Bedingungen eine Aussage gemacht werden kann, für die es Erhebungen der Vorbelastung gibt. So finden z.B. Niederwasserperioden nur soweit Berücksichtigung in der Berechnung, als sie auch während der Erhebung der Vorbelastung aufgetreten sind. Falls in kommenden Jahren mit deutlich geringeren Abflüssen zu rechnen ist, als sie zur Zeit der Erhebung der Vorbelastung auftraten, ist dies mit einem Sicherheitsabschlag für die zulässige Emissionsfracht zu berücksichtigen.

In einem weiteren Schritt wurde die herkömmliche Berechnung basierend auf statistischen Grunddaten wiederholt. Dabei wurde anstelle des  $Q_{90}$  als

Bezugswasserführung  $Q_{95}$  herangezogen und als Vorbelastung die mittlere Konzentration, welche bei  $Q_{95}$  auftritt, gewählt. Die Ergebnisse dieser Berechnung (Abbildung 5, Berechnungsvariante 3) zeigen eine gute Übereinstimmung mit der Berechnung mit Hilfe der „Monte Carlo Methode“. Es zeigt sich, dass im vorliegenden Fall, in dem ein Qualitätsziel als 90%-Wert definiert ist,  $Q_{95}$  als Bezugswasserführung und die mittlere Konzentration bei  $Q_{95}$  als Vorbelastung für die Mischungsrechnung zu einem guten Ergebnis führt. Diese Übereinstimmung ist jedoch eine zufällige, welche durch die das spezifische Verhältnis zwischen Abfluss und Vorbelastung sowie die spezifische Schwankung der Einleitungsfrachten und die Vorgabe des Qualitätsziels als 90%-Wert erzeugt wird. Die erhöhte Sicherheit durch Verwendung des  $Q_{95}$  anstelle des  $Q_{90}$  gleicht im vorliegenden Fall die Problematik des Auftretens erhöhter Konzentrationen bei Abflüssen  $> Q_{90}$  wieder aus. Eine Verallgemeinerung kann auf diesen Ergebnissen jedenfalls nicht aufgebaut werden. Wie weit eine Verallgemeinerung möglich ist, müsste erst an mehreren Beispielen mit unterschiedlicher Beziehung zwischen Abfluss und Vorbelastung bzw. Schwankungen der Einleitungsfracht getestet werden.

Für eine praktischen Anwendung ist Berechnung mittels der „Monte Carlo Methode“ der Vorzug zu geben, da nur so die Beziehung zwischen dem Abfluss und der Vorbelastung sowie die Schwankung der Einleitungsfrachten realistisch abgebildet werden kann.

## 5 Zusammenfassung

- Die Bedeutung des Immissionsansatzes hat für den Gewässerschutz in Österreich durch die Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie deutlich zugenommen.
- Dies bedeutet, dass Ansätze zur quantitativen Ableitung von Emissionsbegrenzungen aus immissionsseitigen Anforderungen für den österreichischen Gewässerschutz immer wichtiger werden. Methodisch ist hier in Österreich Nachholbedarf gegeben.
- Relevante Fragestellungen sind vielfältig. Sie reichen von der quantitativen Ableitung von Emissionsanforderungen an Einzeleinleiter über

Mischungsrechnung mit oder ohne Berücksichtigung einer allenfalls unvollständigen Durchmischung bis hin zu Fragestellungen der Ableitung von Maßnahmenplänen auf Einzugsgebietsebenen.

- Der vorliegende Beitrag konzentriert sich auf die Problematik von Einzeleinleitern und der Frage einer geeigneten Anwendung der Mischungsrechnung in Abhängigkeit der statistischen Anforderung an die Einhaltung von Qualitätszielen.
- Werden Qualitätsziele als Jahresmittelwerte definiert (z.B. QZV-Chemie) eignet sich das  $Q_{mc}$  eines Niederwasserjahres (siehe Formel (8)) als Bezugswasserführung. Für die Ableitung der Vorbelastung kann der (Jahres) Mittelwert bestehender Messwerte herangezogen werden.
- Werden Qualitätsziele als Perzentile definiert (90 %-Wert, z.B. allgemein chemisch/pysikalische Parameter nach Deutsch, Kreuzinger 2008) bietet die hier vorgestellte „Monte Carlo Methode“ eine geeignete Möglichkeit der Berechnung des Zusammenhanges zwischen Emissionen und Immissionen. Eine Berechnung über statistische Werte für die Bezugswasserführung (z.B.  $Q_{90}$ ) und die Vorbelastung (z.B. 90%-Wert der Messwerte) kann dagegen zu deutlichen Fehlbefunden führen können. Mit Hilfe der „Monte Carlo Methode“ können zudem Schwankungen der Einleitungsfracht in der Berechnung berücksichtigt werden.

## 6 Literatur

BGBL 96/2006 Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie  
OG

BMLFUW (2005) EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG, Österreichischer Bericht der  
IST – Bestandsaufnahme, Kurz-Zusammenfassung der Ergebnisse, Wien.

BMLFUW (2006) Erlass zur Quantitätszielverordnung Chemie, Wien am 8.6.2006

Deutsch K., Kreuzinger N. (2008) Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der  
allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern gemäß WRRL;  
Endfassung 2008, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und  
Wasserwirtschaft – Sektion VII

- Gabriel, O. and M. Zessner (2006). "Discussion of an environment quality standard based assessment procedure for permitting discharge." *Water Science and Technology* 54(11-12): 119-127.
- Gabriel, O. and M. Zessner (2007). "Der Zusammenhang zwischen Emission und Immission unter Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung von Einleitungen aus Punktquellen." *Wiener Mitteilungen* 201: 243-268.
- Gabriel O., K. Ruzicka, B. Nikolavcic, N. Kreuzinger (2008), "Upgrading of Vienna's Waste Water Treatment Plant - Linking Point source emissions to Environmental Quality Standards"; Vortrag: IWA World Water Congress and Exhibition, Vienna 2008, Wien; 07.09.2008 - 12.09.2008; in: "CD Proceedings", Paper-Nr. 666832, 10
- Jirka G. H., Bleninger T., Burrows R., LARSEN T. (2004): *Environmental Quality Standards in the EC-Water Framework Directive: Consequences for Water Pollution Control for Point Sources*. *European Water Management Online*: 1-20.
- Oberleitner F. (2007) „Neue rechtliche Anforderungen durch die Wasserrechtsgesetz-Novelle 2003 im Spannungsfeld zwischen Abwasserentsorgung und Gewässerschutz“ *Wiener Mitteilungen* 201: 1-26.
- Ruzicka, K., O. Gabriel, U. Wegracht, S. Winkler, and M. Zessner (2009) "Cause and Effect Relationship between Foam Formation and Treated Wastewater Effluents in a Transboundary River". *Journal of Physics and Chemistry of the Earth; special issue "Water Quality on the Catchment Scale"*, in press.
- Schilling, C., M. Zessner, O. Gabriel, C. Lampert, H. Kroiss, A. P. Blaschke, D. Gutknecht, A. Kovacs, K. Buzas, C. Postolache and S. Danielescu (2007). "Nährstoffbilanzierungen auf Ebene von Flusseinzugsgebieten anhand ausgewählter Beispiele." *Wiener Mitteilungen* 201: 373-396.
- Schreiber, H., H. Behrendt, L. T. Constantinescu, I. Cvitanic, D. Drumea, D. Jabucar, S. Juran, B. Pataki, S. Snishko and M. Zessner (2005). "Point and diffuse nutrient emissions and loads in the transboundary Danube river basin – I. A modelling approach." *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 158 (Large Rivers 16): 197-220.
- van Gils, J., H. Behrendt, A. Constantinescu, K. Isermann, R. Isermann and M. Zessner (2005). *Future Development of Nutrient Emissions and River Loads in the Danube Basin. River Basin Management - progress towards implementation of the European Water Framework Directive*. I. I. o. C. E. John Larwson. London, Taylor & Francis/Balkema: 219-230.
- Zessner, M, Gabriel, O., Kroiss, H. (2004): *Präzisierung von Umweltqualitätszielen im Falle einer Anwendung bei der Einleitung aus Punktquellen*. Bericht für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 1-58.
- Zessner, M. (2007). "Der kombinierte Ansatz - Wo liegen die Herausforderungen?" *Wiener Mitteilungen* 201: 27-50.



Korrespondenz an:

Matthias Zessner

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Karlsplatz 13/226  
1040 Wien

Tel: +43-1-58801/22616

e-mail: [mzessner@iwag.tuwien.ac.at](mailto:mzessner@iwag.tuwien.ac.at)

# Adsorptionsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung

E. Worch

Technische Universität Dresden, Institut für Wasserchemie

**Kurzfassung:** Adsorptionsverfahren werden in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt, um unerwünschte organische Spurenstoffe aus dem Wasser zu entfernen. Als Adsorbens kommt dabei Aktivkohle in Form von Pulver- oder Kornaktivkohle zum Einsatz. Die Adsorbierbarkeit von organischen Verbindungen und damit deren Eliminierbarkeit in der Adsorptionsstufe hängt von einer Reihe von Einflussfaktoren ab. Gut adsorbiert werden in der Regel unpolare bzw. hydrophobe Verbindungen. Für den praktischen Prozess spielt die Konkurrenz der in höheren Konzentrationen vorliegenden natürlichen Wasserinhaltsstoffe (natural organic matter, NOM) eine entscheidende Rolle. Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über die wichtigsten Grundlagen der Aktivkohleadsorption aus der Sicht der Trinkwasseraufbereitung.

**Keywords:** Adsorption, Aktivkohle, NOM, organische Spurenstoffe, Trinkwasseraufbereitung

## 1 Einleitung

Die Diskussion um die Wassergüte wird seit einigen Jahren zunehmend durch die organischen Spurenstoffe geprägt. Die Zahl der als relevant erkannten Spurenstoffe wächst – nicht zuletzt durch die fortschreitende Entwicklung der Wasseranalytik – ständig an. Wichtige Stoffgruppen sind zum Beispiel: Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte, halogenierte Kohlenwasserstoffe, Komplexbildner, Tenside, aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe, Amine, Pharmazeutika, Diagnostika und Haushaltschemikalien. Daneben treten unter bestimmten Umweltbedingungen auch natürliche Spurenstoffe, wie z. B. Geruchsstoffe oder Algentoxine, auf.

Betroffen durch Belastungen mit anthropogenen Spurenstoffen sind vor allem Flüsse, die der direkten Abwassereinleitung ausgesetzt sind. Aber auch andere Oberflächenwässer können belastet sein, u. a. auch Talsperren, wobei hier neben anthropogenen Belastungen häufig auch die natürlich entstehenden Spurenstoffe eine Rolle spielen. Immer häufiger wird auch über die Kontamination von Grundwässern mit anthropogenen Schadstoffen, z. B. an Altlastenstandorten, berichtet.

In der deutschen Trinkwasserverordnung sind zurzeit nur relativ wenige konkrete Grenzwerte („chemische Parameter“) für organische Spurenstoffe festgelegt (Tab. 1).

**Tabelle 1:** Grenzwerte für organische Spurenstoffe nach der deutschen Trinkwasserverordnung

<b>Chemische Parameter</b> (keine Konzentrationserhöhung im Netz)	mg/L
Acrylamid	0,0001
Benzol	0,001
1,2-Dichlorethan	0,003
Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte, einzeln	0,0001
Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte, insgesamt	0,0005
Tetra- und Trichlorethen, Summe	0,01
<b>Chemische Parameter</b> (mögliche Konzentrationserhöhung im Netz)	mg/L
Benzo-(a)-pyren	0,00001
Epichlorhydrin	0,0001
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	0,0001
Trihalogenmethane	0,05
Vinylchlorid	0,0005

Generell gilt aber, dass nach der Trinkwasserverordnung chemische Stoffe nicht in Konzentrationen enthalten sein dürfen, die eine Schädigung der menschlichen Gesundheit besorgen lassen. Zudem sind die Konzentrationen von chemischen Stoffen, die das Wasser für den menschlichen Gebrauch verunreinigen oder seine

Beschaffenheit nachteilig beeinflussen können, so niedrig zu halten, wie dies nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik möglich ist (TrinkwV 2001).

Daraus ergibt sich für die Trinkwasserversorger die Notwendigkeit, bei entsprechender Gewässerbelastung geeignete Prozessstufen zur Elimination organischer Spurenstoffe einzusetzen. Dabei richtet sich der zu treibende Aufwand natürlich nach der Qualität des Rohwassers. Als problematisch sind in diesem Zusammenhang vor allem die Flüsse anzusehen. In Deutschland werden immerhin ca. 16% des Trinkwassers indirekt (das heißt nach Uferfiltration oder Infiltration) aus relativ stark belastetem Flusswasser (z. B. Rhein, Elbe) hergestellt. Hier ist die Integration von Verfahrensstufen zur Spurenstoffelimination inzwischen gängige Praxis. Zwar erfolgt durch die Untergrundpassage bereits eine Vorreinigung des Wassers, im Sinne eines Multibarrierensystems sind aber zusätzliche technische Prozessstufen üblich. In Einzelfällen, d. h. bei Vorliegen entsprechender Belastungen, sind derartige Prozessstufen auch in solchen Wasserwerken notwendig, die Grundwasser oder Talsperrenwasser nutzen.

Das klassische Verfahren zur Entfernung organischer Spurenstoffe ist die Adsorption an Aktivkohle. Alternativen wie etwa Oxidationsprozesse oder Membranverfahren gewinnen zwar an Bedeutung, weisen jedoch auch einige Nachteile auf. So können bei der Oxidation, z. B. mit Ozon, unerwünschte und z. T. auch gesundheitsgefährdende Oxidationsnebenprodukte entstehen. Bei den Membranverfahren sind u. a. verfahrenstechnische Probleme aufgrund von Fouling oder Scaling zu nennen.

Im Folgenden sollen einige grundlegende Aspekte der Anwendung von Adsorptionsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung diskutiert werden.

## **2 Aktivkohleanwendung in der Wasseraufbereitung**

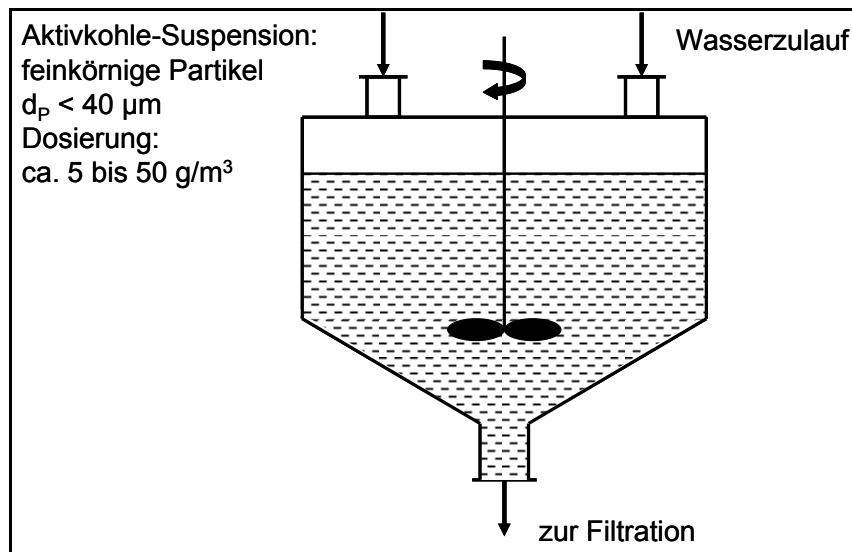
Das Standardadsorbens in der Wasseraufbereitung ist Aktivkohle, die aus kohlenstoffhaltigem Ausgangsmaterial (Koks) durch Gasaktivierung bei 800-1000 °C (Teilvergasung des Feststoffgerüsts mittels CO<sub>2</sub> und Wasserdampf) hergestellt wird. Die auf diese Weise hergestellte Aktivkohle ist hochporös und weist innere Oberflächen in der Größenordnung von 800 bis 1000 m<sup>2</sup>/g auf. Die Bindung der Adsorptive erfolgt überwiegend durch van-der-Waals-Kräfte im

Inneren des Porensystems. Aktivkohle kann als Pulveraktivkohle (PAC, powdered activated carbon) oder als Kornaktivkohle (GAC, granular activated carbon) eingesetzt werden. Außer bei der Trinkwasseraufbereitung findet Aktivkohle auch in anderen Bereichen der Wassertechnologie Anwendung, so z. B. bei der Abwasserreinigung, der Grundwassersanierung, der Behandlung von Deponiesickerwässern und der Aufbereitung von Schwimmbadwasser.

Wie bereits eingangs erwähnt, ist das Hauptziel der Aktivkohleanwendung in der Trinkwasseraufbereitung die Entfernung organischer Spurenstoffe. Die Adsorption erfolgt allerdings nicht selektiv, so dass gleichzeitig auch die in den meisten Rohwässern in deutlich höheren Konzentrationen vorliegenden natürlichen Wasserinhaltsstoffe (NOM, natural organic matter) an der Aktivkohle gebunden werden. Dieser Effekt hat Vor- und Nachteile. Zum einen ist NOM ein Precursor für die Bildung von Desinfektionsnebenprodukten bei der Desinfektion mit Chlor oder Chlordioxid. Insofern ist eine Reduzierung des NOM-Gehalts (gemessen als DOC bzw. TOC) durchaus positiv zu bewerten. Andererseits ist NOM ein Konkurrent um die Adsorptionsplätze und verringert mehr oder weniger stark die Aufnahmefähigkeit der Aktivkohle für Spurenstoffe.

Hinsichtlich des Aktivkohleeinsatzes gibt es zwei grundsätzliche Verfahrensvarianten, die durch die Korngröße des Adsorbens bestimmt werden. Pulveraktivkohle kommt üblicherweise in Batch- oder Durchflussreaktoren zum Einsatz. In jedem Fall ist dem Reaktor eine Filtrationsstufe nachzuschalten, um das pulverförmige Adsorbens aus dem Wasser abzutrennen. Pulveraktivkohle lässt sich nicht mit vernünftigem Aufwand regenerieren. Die abgetrennte beladene Aktivkohle muss daher entsorgt werden, z. B. durch Verbrennen. In Deutschland wird Pulveraktivkohle häufig dann eingesetzt, wenn nur ein zeitlich begrenzter Bedarf besteht, z. B. beim Auftreten von Geruchsstoffen im Rohwasser oder bei Havariefällen.

Der Einsatz von Kornaktivkohle erfolgt in Festbettadsorbern, die auch – nicht ganz exakt – als Aktivkohlefilter bezeichnet werden. Festbettadsorber werden zumeist dann eingesetzt, wenn mit dauerhaft auftretenden Rohwasserbelastungen gerechnet werden muss, z. B. bei der Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat. Diese Adsorber werden bis zum Erreichen einer definierten Durchbruchkonzentration betrieben; das Adsorbens wird danach thermisch regeneriert. Diese Regenerierung, deren Grundprinzip dem der Herstellung ähnelt und die daher auch als Reaktivierung bezeichnet wird, erfolgt in der Regel beim Hersteller.

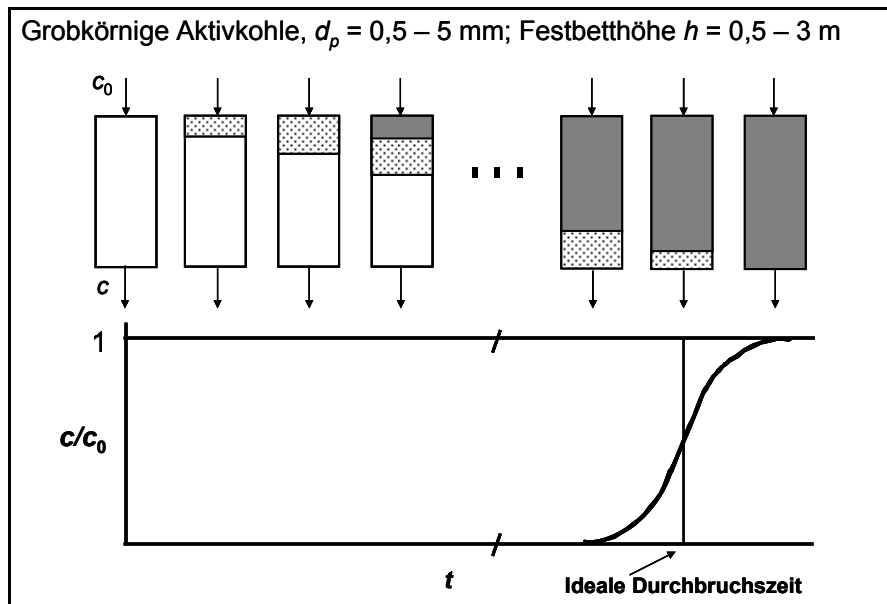


**Abbildung 1:** Schema eines Batch-Reaktors zur Anwendung von Pulveraktivkohle

Bei der Pulverkohleanwendung erfolgt die Dosierung als Suspension, die Teilchengröße der feinkörnigen Partikel beträgt zumeist weniger als  $40 \mu\text{m}$  (Abb. 1). Die typischen Dosierungen liegen im Bereich von 5 bis  $50 \text{ g/m}^3$ . Aufgrund der geringen Partikelgröße sind die Stoffübergangsprozesse bei der Adsorption sehr schnell, so dass auch geringe Verweilzeiten im Reaktor für eine weitgehende Annäherung an das Adsorptionsgleichgewicht ausreichen.

Kornaktivkohlen haben meist Durchmesser im Bereich von 0,5 bis 5 mm. Die Höhe der Festbettadsorber beträgt zwischen 0,5 und 3 m. Bei der Kornkohleanwendung bilden sich für jedes Adsorptiv im Festbettadsorber charakteristische Adsorptionszonen (Stoffaustauschzonen) aus, die im Verlaufe des Prozesses durch den Adsorber wandern (Abb. 2). Erreicht die Adsorptionszone das Ende des Adsorbers, so erfolgt der Durchbruch. Danach steigt die Austrittskonzentration an und erreicht schließlich den Wert der Eingangskonzentration, was gleichbedeutend mit einer vollständigen Sättigung des Adsorbens ist. Die Größe der Adsorptionszone und damit auch die Steilheit der Durchbruchkurve werden durch die Adsorptionskinetik bestimmt, die ihrerseits von der Geschwindigkeit der Stoffübergangsprozesse abhängt. Je langsamer der Stoffübergang von der Flüssigkeit an die innere Oberfläche des Adsorbens ist, umso flacher ist die Durchbruchkurve und umso ungünstiger ist das Verhältnis von Durchbruchbeladung (Beladung bis zum definierten Durchbruch) zu Sättigungsbeladung (Gleichgewichtsbeladung). Im Idealfall, d. h. bei unendlich schneller Kinetik, würde die Höhe der Adsorptionszone gegen Null gehen. In

diesem Fall wären Durchbruchzeit und Sättigungszeit identisch. Da diese ideale Durchbruchzeit nur durch die Gleichgewichtslage bestimmt wird, lässt sie sich relativ leicht aus Gleichgewichtsdaten und Prozessbedingungen über eine integrale Massenbilanz ermitteln. Für das reale Durchbruchverhalten kann die so ermittelte ideale Durchbruchzeit jedoch nur ein grober Anhaltspunkt sein.



**Abbildung 2:** Durchbruchverhalten eines Adsorptivs bei der Festbettadsorption

### 3 Adsorptionsverhalten von organischen Spurenstoffen

Die Adsorbierbarkeit von Adsorptiven wird durch die Gleichgewichtsdaten charakterisiert. Im Allgemeinen ist die erreichbare Gleichgewichtsbeladung  $q_{eq}$  eine Funktion der Gleichgewichtskonzentration  $c_{eq}$  in der Lösung und der Temperatur  $T$ . Es ist üblich, das Adsorptionsverhalten bei konstanter Temperatur in Form der Adsorptionsisotherme  $q_{eq} = f(c_{eq})$  darzustellen. Die Bestimmung von Adsorptionsisothermen erfolgt im Labor durch Messung der Konzentrationsabnahme in der Adsorptivlösung nach Dosierung einer bestimmten Adsorbensmenge. Die Beladung kann dann aus der Bilanzgleichung berechnet werden:

$$q_{eq} = \frac{V}{m_A} (c_0 - c_{eq}) \quad (1)$$

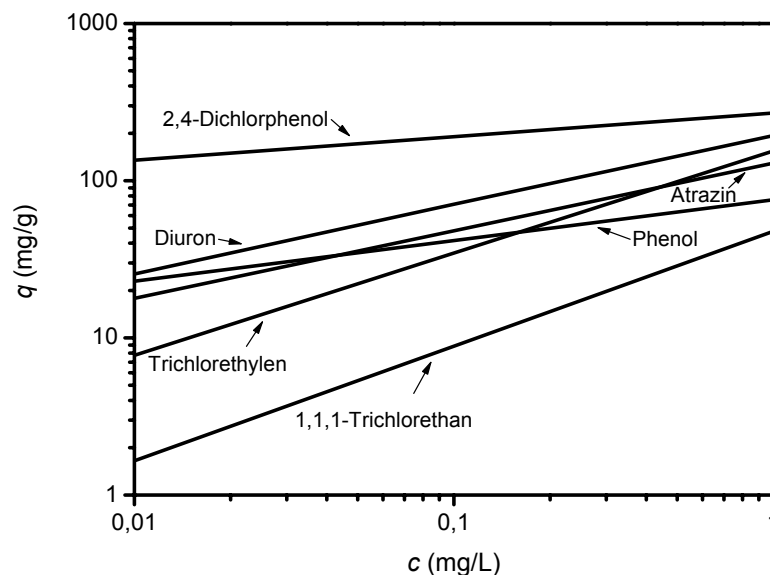
$q_{eq}$  – Gleichgewichtsbeladung,  $V$  – Lösungsvolumen,  $m_A$  – Adsorbensmasse,  $c_0$  – Eingangskonzentration,  $c_{eq}$  – Gleichgewichtskonzentration

Variation der Adsorbensmasse bzw. der Eingangskonzentration liefert eine Reihe weiterer Isothermenpunkte. Der so ermittelte Isothermenverlauf kann dann mathematisch mit Hilfe einer Isothermengleichung beschrieben werden. Von den verschiedenen in der Literatur vorgeschlagenen Isothermengleichungen hat sich die zweiparametrische Freundlich-Isothermengleichung als besonders geeignet zur Beschreibung der Adsorption aus wässrigen Lösungen erwiesen.

$$q = K c^n \quad (2)$$

$K$ ,  $n$  – Isothermenparameter,  $c$  – Gleichgewichtskonzentration,  $q$  – Gleichgewichtsbeladung (Index  $eq$  zur Vereinfachung weggelassen)

Isothermen, die der Freundlich-Gleichung folgen, haben in doppeltlogarithmischen Diagrammen einen linearen Verlauf. Abb. 3 zeigt beispielhaft Isothermen ausgewählter organischer Wasserinhaltsstoffe für die Adsorption an der Aktivkohle F300. Es ist zu erkennen, dass die Adsorbierbarkeit der Spurenstoffe an Aktivkohle sehr unterschiedlich stark ausgeprägt ist. Bei gleicher Konzentration können sich die Beladungen um Größenordnungen unterscheiden.



**Abbildung 3:** Adsorptionsisothermen ausgewählter Verbindungen (Adsorbens: Aktivkohle F300,  $\vartheta = 22 \text{ °C}$ )

Zur Vermeidung der aufwendigen experimentellen Bestimmung der Adsorptionsisothermen und zur schnellen Abschätzung der Adsorbierbarkeit von Adsorptiven hat man in der Vergangenheit immer wieder versucht,



Prognosemodelle zur Vorausberechnung von Isothermendaten zu entwickeln. Ein bekannter Ansatz basiert auf der Potentialtheorie nach Polanyi. Nach dieser Theorie sollten alle Isothermen auf einer charakteristischen Kurve zusammenfallen, wenn man sie in bestimmter Weise normiert. Die allgemeine Gleichung der charakteristischen Kurve lautet:

$$\ln V_{ads} = \ln \left( \frac{q}{\rho} \right) = A \left( \frac{E}{V_m} \right)^B + \ln V_0 \quad (3)$$

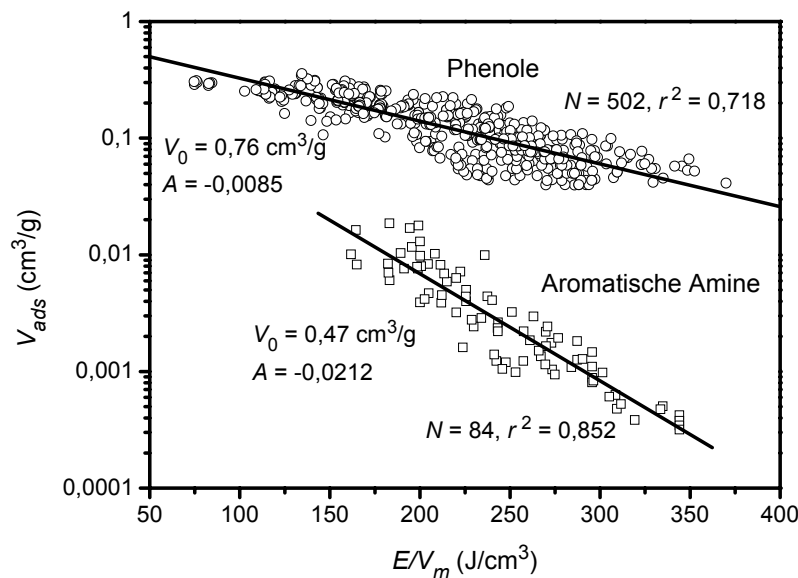
$V_{ads}$  – adsorbiertes Volumen,  $\rho$  – Dichte des Adsorptivs,  $E$  – Adsorptionspotential,  $V_m$  – molares Volumen

$V_0$ ,  $A$  und  $B$  sind Parameter der Gleichung, die aus den experimentellen Daten zu ermitteln sind, wobei der Parameter  $V_0$  als Volumen der Mikroporen zu interpretieren ist. Für  $B$  kann häufig der Wert 1 eingesetzt werden. Das Adsorptionspotential  $E$  lässt sich für jede Konzentration nach

$$E = RT \ln \left( \frac{S}{c} \right) \quad (4)$$

$R$  – Gaskonstante,  $T$  – absolute Temperatur,  $S$  – Löslichkeit des Adsorptivs

berechnen. Sind die Parameter der charakteristischen Kurve eines Adsorbens einmal ermittelt, so sollten sich rückwärts die Isothermen beliebiger Adsorptive berechnen lassen, wenn deren Löslichkeit und Dichte bekannt sind. Hinsichtlich der Anwendbarkeit der Potentialtheorie als Prognosewerkzeug für Isothermendaten liegen sehr unterschiedliche Erfahrungen vor. Generell kann jedoch nicht von einer Allgemeingültigkeit der Gleichung (3) ausgegangen werden. Auch Modifizierungen der Gleichung haben bisher nicht zu allseits befriedigenden Ergebnissen geführt. Abb. 4 zeigt ein Extrembeispiel für das Auseinanderdriften von Isothermendaten, die laut Potentialtheorie auf einer Geraden liegen sollten. Lediglich die Daten aus der gleichen Stoffgruppe (hier Phenole bzw. aromatische Amine) fallen mehr oder weniger auf einer Geraden zusammen.



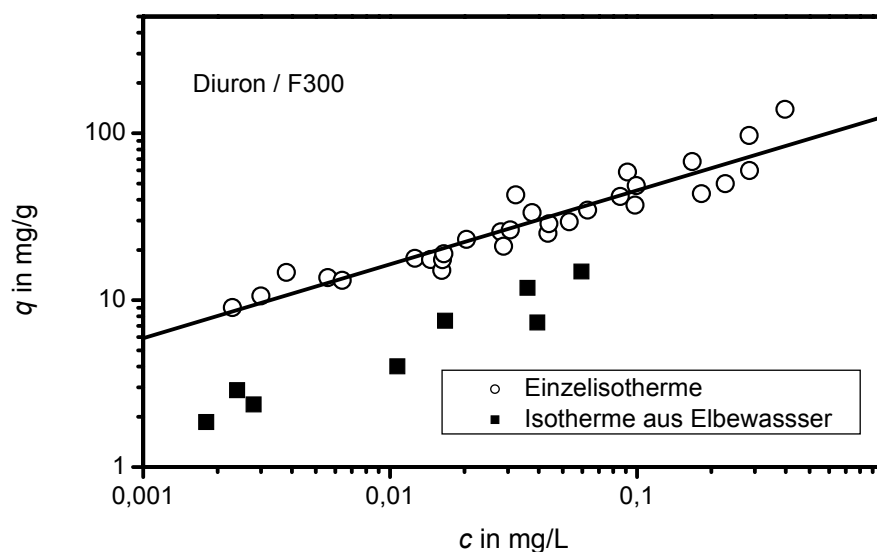
**Abbildung 4:** Auswertung von Isothermendaten nach der Potentialtheorie ( $N$  – Zahl der Isothermenpunkte,  $r^2$  – Bestimmtheitsmaß)

Auch andere Prognosemodelle haben bisher nicht den gewünschten Erfolg gebracht, so dass eine sichere Vorausberechnung von Isothermendaten zum heutigen Zeitpunkt noch nicht möglich ist. Qualitativ lassen sich jedoch einige Trends angeben. Einen starken Einfluss auf die Adsorbierbarkeit hat die Polarität, die auch in der Hydrophilie/Hydrophobie bzw. in der Löslichkeit zum Ausdruck kommt. Je geringer die Affinität eines Stoffes zum Wasser ist, desto stärker ist die Tendenz des Übergangs aus der wässrigen Phase an die Feststoffoberfläche. Insofern steigt die Adsorbierbarkeit von Adsorptiven tendenziell mit steigender Hydrophobie, d. h., unpolare Stoffe werden besser adsorbiert als polare. Für Adsorptive, die infolge Protonierung bzw. Deprotonierung Ionen bilden können (organische Basen bzw. Säuren), gilt, dass die geladenen (hydrophileren) Teilchen wesentlich schlechter adsorbiert werden als die neutralen Verbindungen. Für diese Adsorptive findet man daher eine ausgeprägte pH-Abhängigkeit der Adsorption. In welchem Verhältnis neutrale und geladene Teilchen vorliegen, hängt vom pH-Wert und der Base- bzw. Säurekonstante ab. Des Weiteren gilt, dass die Adsorbierbarkeit mit steigender molarer Masse ansteigt. Allerdings ist dieser Trend durch den Molekularsiebeffekt begrenzt, da eine grundlegende Voraussetzung für die Adsorption ist, dass die Moleküle in das Porensystem eindringen können. Vergleicht man aliphatische und aromatische Verbindungen ähnlicher

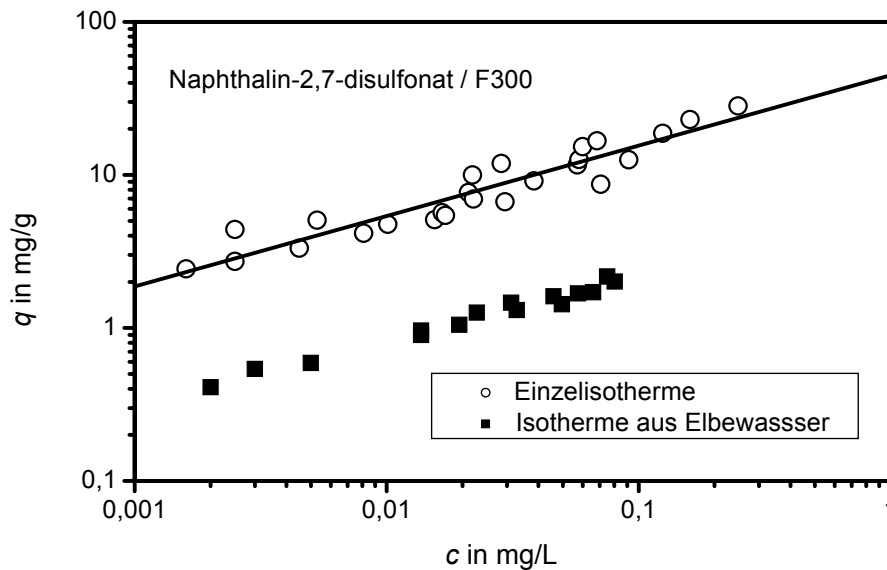
Molekülgröße, so findet man in der Regel eine bessere Adsorbierbarkeit der Aromaten.

Zur Abschätzung der Hydrophobie/Hydrophilie eines Adsorptivs und damit als Indikator für die Stärke der Adsorbierbarkeit kann man das Modellmaß *n*-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient  $K_{OW}$  heranziehen, üblicherweise logarithmisch angegeben als  $\log K_{OW}$ . Je größer der  $\log K_{OW}$  einer Substanz ist, desto hydrophober ist sie und umso wahrscheinlicher ist eine starke Bindung an Aktivkohle. Dieser Zusammenhang ist allerdings nur als Tendenz zu betrachten, eine einfache Korrelation zwischen  $\log K_{OW}$  und Isothermenparametern existiert nicht.

Wichtig für die Praxis ist die Tatsache, dass bei Vorliegen mehrerer Adsorptive eine Konkurrenzadsorption auftritt. Für ein betrachtetes Adsorptiv bedeutet das einen Rückgang der Adsorbierbarkeit im Vergleich zur Einzeladsorption aus reinem Wasser. Im Falle der Trinkwasseraufbereitung spielt vor allem die Konkurrenz der üblicherweise in großem Überschuss vorliegenden natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffe (NOM) eine Rolle. Während die Spurenstoffe zumeist im ng/L- oder µg/L-Bereich auftreten, betragen die DOC-Konzentrationen mehrere mg/L. Die Abbildungen 5 und 6 zeigen zwei Beispiele für den starken Einfluss von Elbewasser-NOM auf die Adsorption von Spurenstoffen.



**Abbildung 5:** Einfluss von NOM auf die Adsorption von Diuron an Aktivkohle F300



**Abbildung 6:** Einfluss von NOM auf die Adsorption von Naphthalin-2,7-disulfonat an Aktivkohle F300

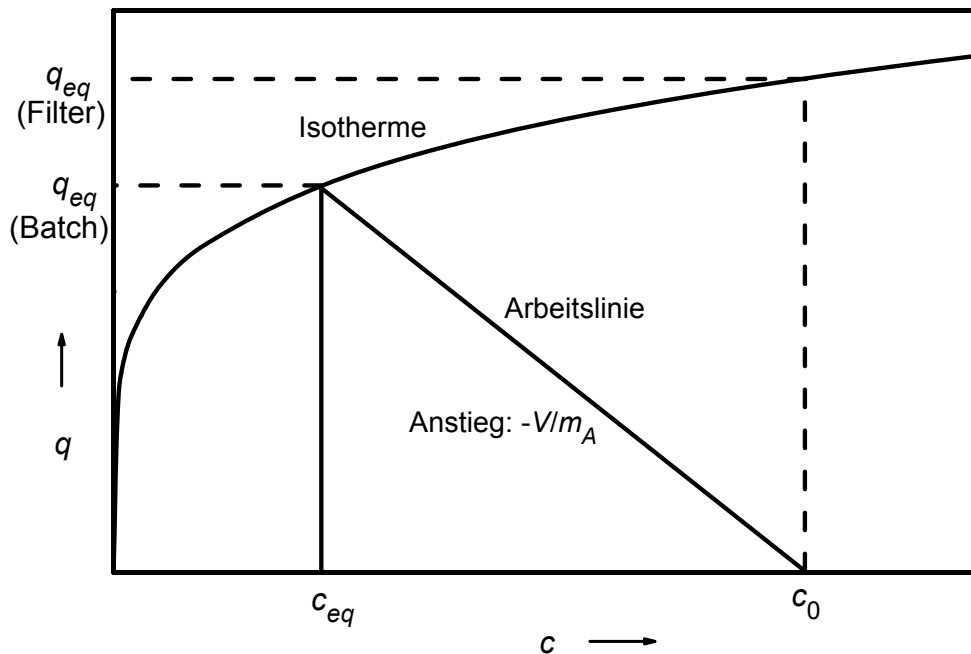
## 4 Verfahrenstechnische Aspekte

Das in Abb. 7 gezeigte Diagramm veranschaulicht prinzipielle Unterschiede zwischen Batch-Reaktor und Festbettadsorber. Im Batch-Reaktor nimmt die Konzentration, beginnend mit der Eingangskonzentration  $c_0$ , im Verlauf des Prozesses ab, bis (im Idealfall) der Gleichgewichtszustand erreicht ist. Der Prozessverlauf entlang der Arbeitslinie kann mit einer aus der Bilanzgleichung abgeleiteten linearen Beziehung beschrieben werden.

$$q = \frac{V}{m_A} c_0 - \frac{V}{m_A} c \quad (5)$$

Welche Restkonzentration (Gleichgewichtskonzentration) im Prozess erreicht werden kann und welche Adsorbensbeladung dabei realisiert wird, hängt vom Anstieg der Arbeitslinie ab. Dieser ist durch den negativen Reziprokwert der Adsorbensdosierung gegeben. Je größer bei einem bestimmten Lösungsvolumen die zugegebene Adsorbensmasse ist, desto flacher verläuft die Arbeitslinie und desto geringer ist die Restkonzentration, aber auch die Gleichgewichtsbeladung.

Eine Restkonzentration von Null ist nicht erreichbar, sie würde eine unendliche hohe Adsorbensdosierung erfordern.

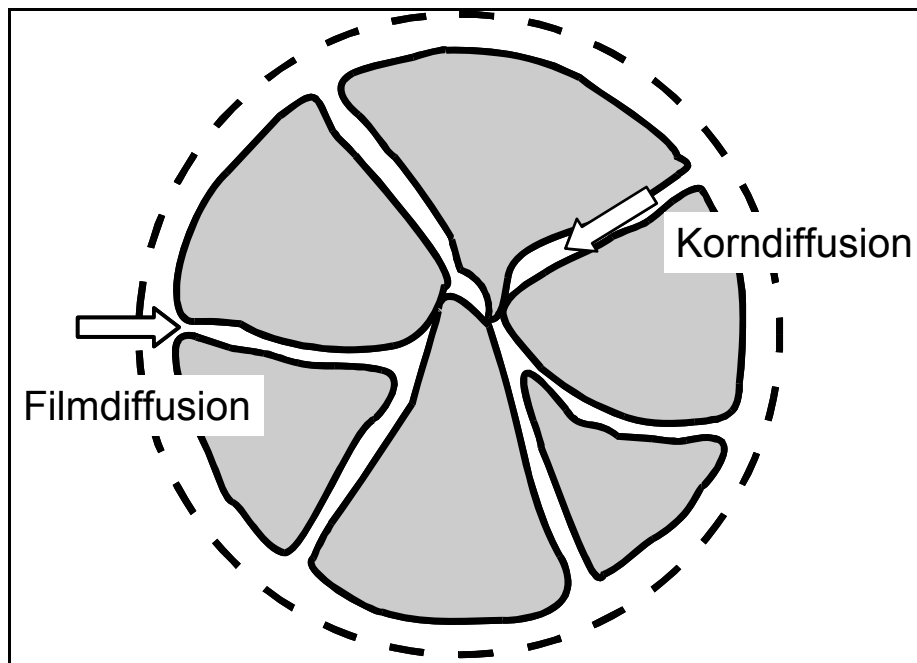


**Abbildung 7:** Realisierbare Gleichgewichtsbeladungen im Batch-Reaktor und Festbettadsorber (Adsorptionsfilter)

In einem kontinuierlich durchströmten Festbettadsorber stehen dagegen die bereits beladenen Adsorbenschichten immer mit der Eingangskonzentration  $c_0$  im Gleichgewicht. Die erreichbare Beladung im Festbettadsorber entspricht daher der Gleichgewichtsbeladung zu  $c_0$  und ist dementsprechend höher als die bei gleicher Eingangskonzentration erreichbare Beladung im Batch-Reaktor. Das gilt natürlich nur für die vollständige Sättigung des gesamten Adsorbentbettes (Sättigungsbiladung). Bei Abbruch des Prozesses am Durchbruchpunkt bleibt ein Teil der Adsorbenskapazität ungenutzt. Die Differenz zwischen Durchbruchs- und Sättigungskapazität ist umso größer, je flacher die Durchbruchkurve verläuft. Da die Steilheit der Durchbruchkurve durch die Adsorptionskinetik bestimmt wird, kommt somit der Geschwindigkeit des Stoffübergangs eine entscheidende Bedeutung für die Ausnutzung der Adsorbenskapazität im Festbettadsorber zu.

Für die Adsorptionsgeschwindigkeit sind die äußere Filmdiffusion (Diffusion durch den hydrodynamischen Grenzfilm um das Adsorbenskorn) und die innere

Korndiffusion (Diffusion durch das Porensystem) maßgeblich (Abb. 8), wobei die Korndiffusion nach den Mechanismen Porendiffusion (Diffusion im Porenwasser) und/oder Oberflächendiffusion (Diffusion im adsorbierten Zustand entlang der inneren Oberfläche) verlaufen kann. Für Modellierungszwecke (siehe Abschnitt 6) wird meist die Dominanz eines Prozesses im Korninneren (häufig Oberflächendiffusion) angenommen.



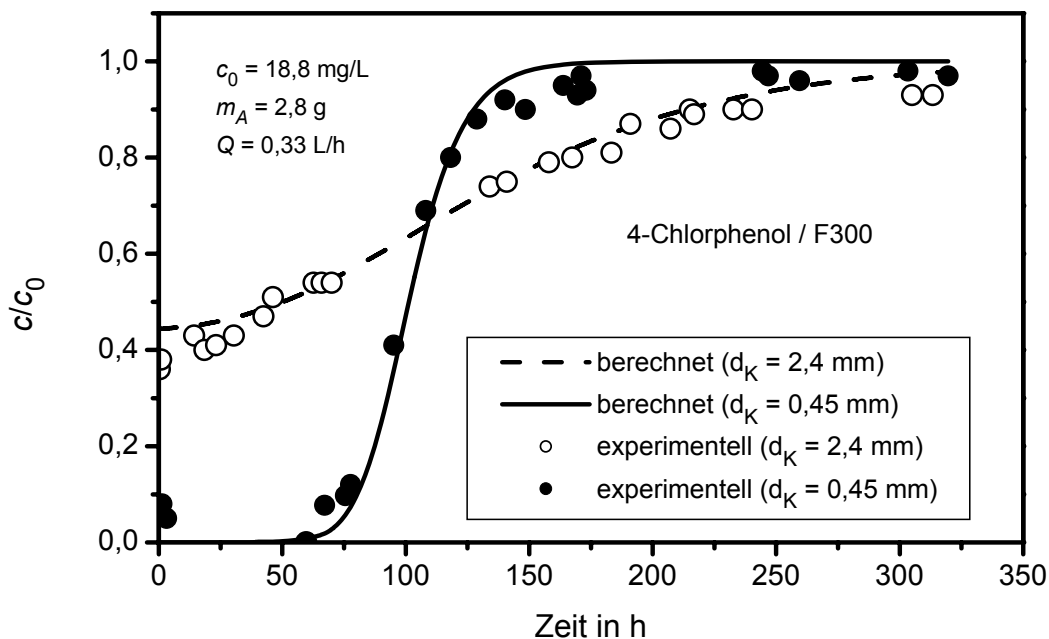
**Abbildung 8:** Stofftransportprozesse bei der Adsorption

Für die Praxis ist es wichtig, die wesentlichen Einflussfaktoren, welche den Stoffübergang beeinflussen, zu kennen.

Die Geschwindigkeit der Filmdiffusion hängt von den hydrodynamischen Bedingungen ab. Je höher die Strömungsgeschwindigkeit (im Festbett) bzw. die Rührgeschwindigkeit (im Batch-Reaktor) und je kleiner die Partikelgröße ist, desto geringer ist der Transportwiderstand. Die Korndiffusion ist dagegen unabhängig von der Strömungsgeschwindigkeit bzw. Rührgeschwindigkeit, hängt aber von der Partikelgröße ab. Für kleinere Partikel ist der Transportwiderstand geringer. Außerdem wird die Geschwindigkeit der Korndiffusion auch durch die Porenstruktur der Aktivkohle beeinflusst.

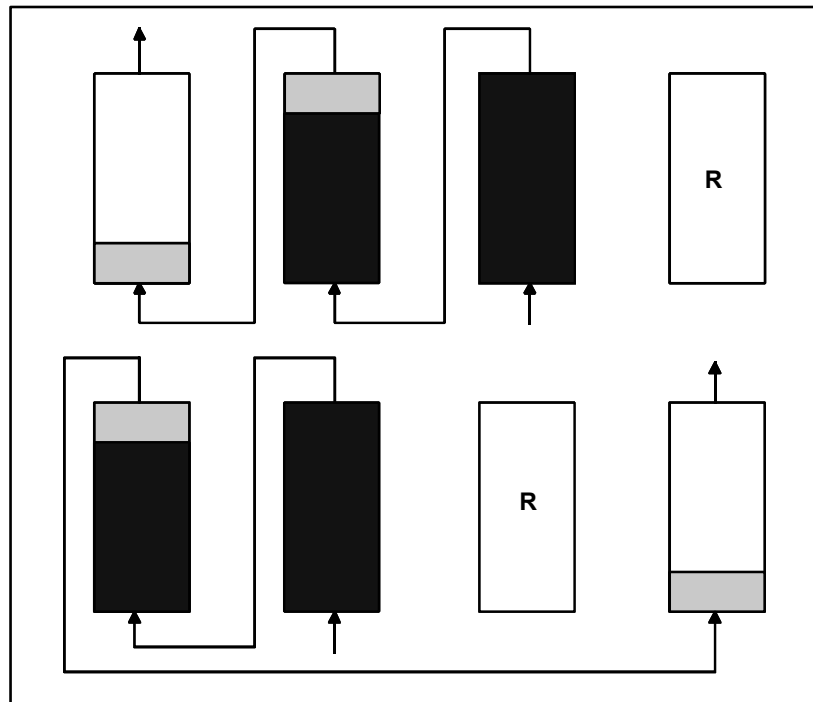
Insgesamt sind somit die Möglichkeiten der Einflussnahme auf die Adsorptionskinetik in Festbettadsorbern relativ begrenzt. Eine Erhöhung der

Strömungsgeschwindigkeit würde zwar die Filmdiffusion beschleunigen, nicht aber die langsame Korndiffusion, die in der Regel die Gesamtgeschwindigkeit des Prozesses bestimmt. Die Verkleinerung der Korngröße beschleunigt zwar beide Transportprozesse, so dass die Durchbruchkurven steiler werden, wie das Beispiel in Abb. 9 zeigt. Aufgrund des ansteigenden Strömungswiderstands kann die Korngröße im Festbettadsorber allerdings nicht beliebig verkleinert werden kann.



**Abbildung 9:** Einfluss der Korngröße auf den Verlauf der Durchbruchskurve (Modellversuch im Labormaßstab, Adsorptiv: 4-Chlorphenol, Korndurchmesser der Aktivkohle F300: 0,45 und 2,4 mm); zur Berechnung der Durchbruchskurven siehe Abschnitt 6

Um bei Einsatz von Festbettadsorbern einen kontinuierlichen Betrieb gewährleisten zu können, sind mehrere Adsorber in geeigneter Weise zu kombinieren, wobei je nach Anordnung der Adsorber auch eine günstigere Ausnutzung der Adsorbenskapazität möglich ist. Prinzipiell können Adsorber in Reihen- oder Parallelschaltung betrieben werden.

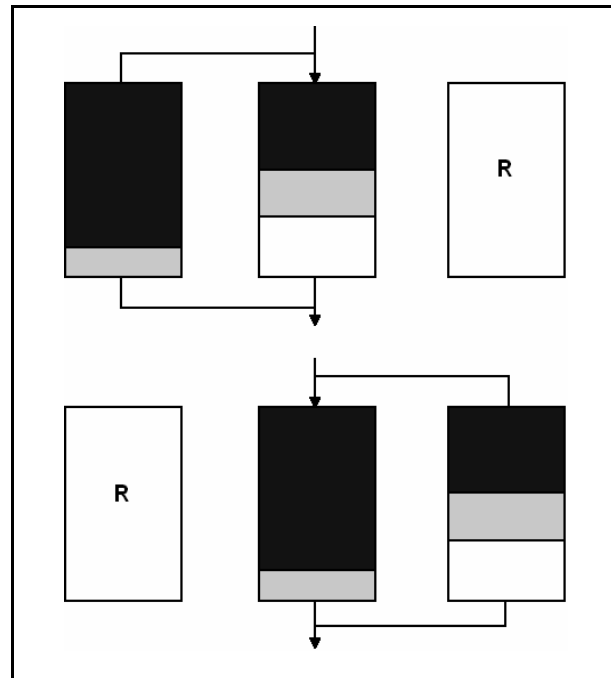


**Abbildung 10:** Reihenschaltung von Adsorbern, Betriebszustände zu zwei verschiedenen Zeiten (weiß: unbeladenes Adsorbens, grau: Adsorptionszone, schwarz: vollständig beladenes Adsorbens, R – Adsorber zur Adsorbensregenerierung außer Betrieb)

Bei der Reihenschaltung kann jeweils der in Strömungsrichtung erste Adsorber über den Durchbruch hinaus bis zur vollständigen Sättigung beladen werden, da die nachgeschalteten Adsorber den Rückhalt des durchgebrochenen Adsorptivs garantieren. Nach Sättigung wird der erste Adsorber außer Betrieb genommen und das Adsorbens wird regeneriert. Gleichzeitig wird ein mit regeneriertem Adsorbens gefüllter Adsorber am Ende der Reihe zugeschaltet. Diese Art der Schaltung erlaubt eine nahezu vollständige Abtrennung der adsorbierbaren Substanzen, lässt jedoch auf Grund der limitierten Querschnittfläche (Querschnitt eines Adsorbers) keine großen Volumendurchsätze zu. Dies ist bei der Parallelschaltung von Adsorbern grundsätzlich anders. Hier kann durch die Parallelanordnung einer entsprechenden Anzahl von Adsorbern jederzeit die gewünschte Querschnittsfläche und damit der gewünschte Durchsatz realisiert werden. Um die Adsorbenskapazität weitgehend auszunutzen, werden die parallel geschalteten Adsorber zu unterschiedlichen Zeitpunkten in Betrieb genommen, so dass auch der Durchbruch zu verschiedenen Zeiten erfolgt. Durch entsprechende Mischung der Adsorberabläufe können einzelne Adsorber über

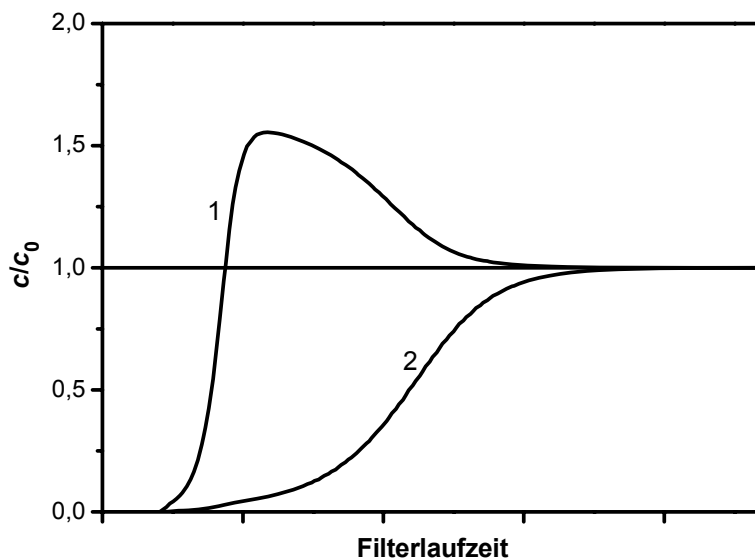


den eigentlichen Durchbruchpunkt hinaus betrieben werden, ohne dass für das Mischwasser die festgelegten Qualitätskriterien überschritten werden.

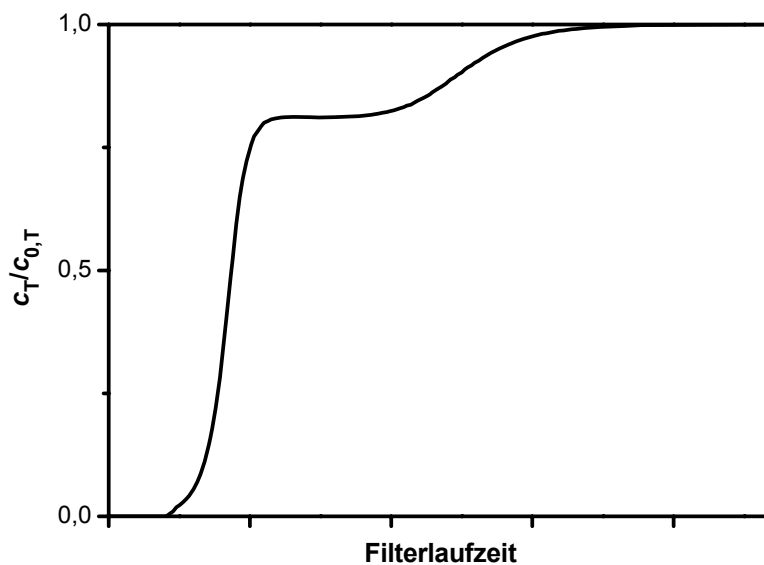


**Abbildung 11:** Parallelschaltung von Adsorbern, Betriebszustände zu zwei verschiedenen Zeiten (weiß: unbeladenes Adsorbens, grau: Adsorptionszone, schwarz: vollständig beladenes Adsorbens, R – Adsorber zur Adsorbensregenerierung außer Betrieb)

Eine Besonderheit der Gemischadsorption in Festbettadsorbern sind die unterschiedlichen Wanderungsgeschwindigkeiten der Adsorptionszonen der einzelnen Komponenten, die zu charakteristischen Verdrängungseffekten und daraus folgenden Konzentrationsüberhöhungen führen. Die am schlechtesten adsorbierbare Komponente wandert am schnellsten durch den Adsorber und besetzt zunächst alle freien Adsorptionsplätze. Später wird sie durch die langsamer wandernden, besser adsorbierbaren Komponenten teilweise von den Adsorptionsplätzen verdrängt. Aufgrund dieser teilweisen Desorption können die Konzentrationen der schwächer adsorbierbaren Komponenten am Adsorberausgang zeitweise über den Eingangswert ansteigen. Abb. 12 zeigt schematisch für ein Zweikomponentensystem das Durchbruchverhalten der einzelnen Komponenten bei Gemischadsorption. Die Durchbruchkurve für die Gesamtkonzentration ist in Abb. 13 dargestellt.



**Abbildung 12:** Durchbruchverhalten eines Zweikomponentensystems (Komponente 1: schwächer adsorbierbar, Komponente 2: stärker adsorbierbar)



**Abbildung 13:** Gesamtdurchbruchskurve eines Zweikomponentensystems

## 5 Batchreaktor vs. Festbettadsorber

Wie bereits an anderer Stelle erwähnt, hängt die Entscheidung zwischen Pulverkohleanwendung im Batch-Reaktor und Kornkohleanwendung im

Festbettadsorber wesentlich von der Zielstellung ab, die mit der Adsorption verfolgt wird. Pulverkohle ist besonders für einen temporären Einsatz (z. B. zur Entfernung saisonal auftretender Geruchsstoffe) geeignet, während Festbettadsorber in der Regel zur kontinuierlichen Abtrennung von Spurenstoffen eingesetzt werden. Beide Verfahrensvarianten weisen Vor- und Nachteile auf, die im Folgenden noch einmal zusammenfassend dargestellt werden sollen.

Vorteile der Pulverkohleanwendung (Batch-Reaktor):

- leichte Dosierbarkeit der Aktivkohle (Suspension)
- zeitlich begrenzte Anwendung möglich
- schnelle Adsorptionskinetik
- kein Konzentrationsanstieg durch Verdrängungsprozesse bei Gemischadsorption

Nachteile der Pulverkohleanwendung:

- keine Regenerierbarkeit
- schlechtere Ausnutzung der Adsorptionskapazität im Vergleich zur Festbettadsorption
- sinkende Triebkraft während des Batch-Prozesses
- verbleibende Restkonzentration entsprechend dem Gleichgewicht
- Partikelaustrag (nachgeschaltete Feststoffabtrennung notwendig)

Vorteile der Kornkohleanwendung (Festbettadsorber):

- bessere Ausnutzung der Adsorbenskapazität im Vergleich zum Batch-Reaktor
- Regenerierbarkeit des Adsorbens
- geringe Austrittskonzentration bis zum Durchbruch (im Idealfall Null)
- kein Partikelaustrag

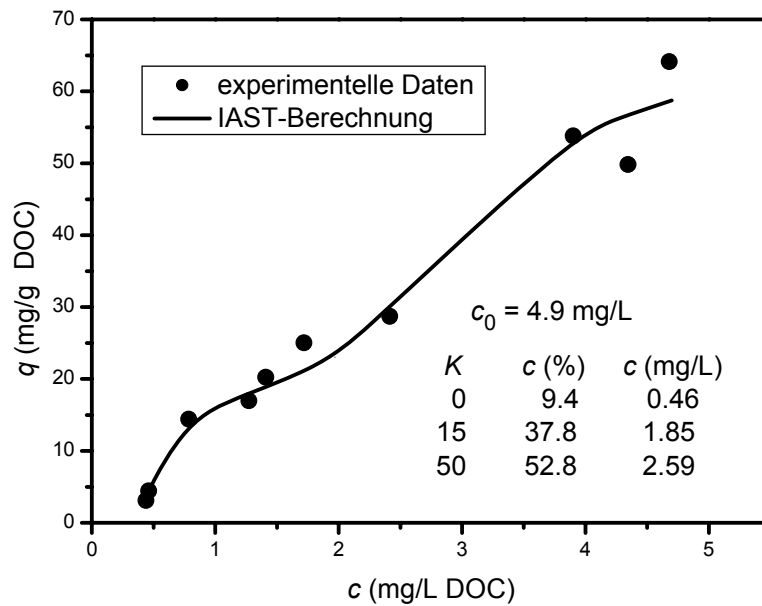
Nachteile der Kornkohleanwendung (Festbettadsorber):

- höhere Kosten (mehrere Adsorber in Parallel- oder Reihenschaltung)
- langsamere Adsorptionskinetik
- möglicher Konzentrationsanstieg über den Eingangswert durch Verdrängungsprozesse.

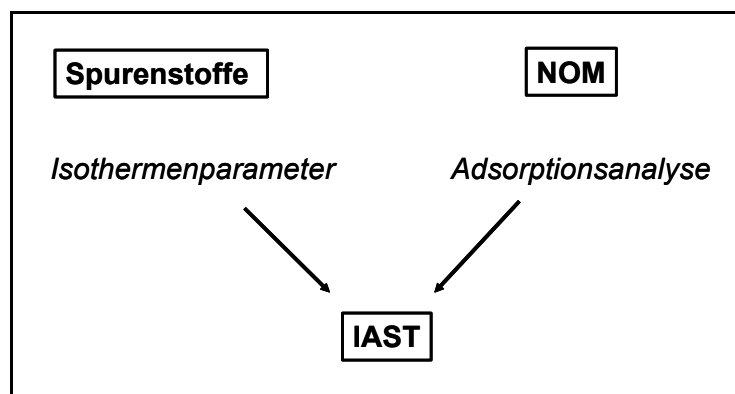
## 6 Modellierung von Adsorptionsprozessen

Im Rahmen dieses Beitrags ist es nicht möglich, auf alle Details der Modellierung von Adsorptionsprozessen einzugehen. Es soll daher nur ein Überblick über die prinzipiellen Vorgehensweisen gegeben werden. Für weitergehende Informationen sei auf kürzlich erschienene Übersichtsartikel (Worch, 2007; Worch, 2008) sowie auf die Monographien von Sontheimer et al. (1988) sowie Kümmel und Worch (1990) verwiesen.

Basis für jegliche Modellierung ist die exakte Beschreibung der Gleichgewichte. Für Einzelstoffe kann hierfür die Isothermengleichung benutzt werden, für Gemische muss man auf Gemischadsorptionsmodelle zurückgreifen. Standardmethode ist heute die Anwendung der thermodynamischen IAS-Theorie (IAST, ideal adsorbed solution theory), die eine Vorausberechnung von Gemischgleichgewichten auf der Basis von Konzentrationen und Einzelisothermenparametern der Gemischkomponenten erlaubt. Für die Beschreibung der Adsorption in der Trinkwasseraufbereitung ist dieses Modell aber nicht direkt einsetzbar, weil hier die Beschreibung des NOM-Einflusses auf die Spurenstoffadsorption von besonderem Interesse ist und NOM keine Einzelkomponente ist, sondern vielmehr ein unbekanntes Vielstoffgemisch darstellt, von dem weder die Konzentrationen noch die Isothermenparameter der einzelnen Komponenten angegeben werden können. Einen Ausweg bietet hier die sogenannte Adsorptionsanalyse, die eine Umkehrung der IAS-Theorie darstellt. Durch Zuordnung von typischen Isothermenparametern werden fiktive Fraktionen unterschiedlicher Adsorbierbarkeit (meist drei bis vier) definiert und anschließend werden aus einer gemessenen DOC-Gemischisotherme auf mathematischem Wege mittels IAS-Theorie die Konzentrationen dieser Fraktionen ermittelt (Johannsen und Worch, 1994). Damit ist das unbekannte Vielstoffsystem formal in ein bekanntes Gemischsystem mit begrenzter Komponentenzahl umgewandelt (Abb. 14), so dass anschließend weitere Gemischgleichgewichtsberechnungen unter Einbeziehung des Spurenstoffes durchgeführt werden können (Abb. 15).



**Abbildung 14:** Beispiel für eine Adsorptionsanalyse (Elbewasser, Aktivkohle F300): Beschreibung der NOM-Adsorption durch drei fiktive Fraktionen, deren Adsorptionsverhalten durch unterschiedliche Freundlich-Koeffizienten  $K$  charakterisiert ist ( $n = 0,2$  für die adsorbierbaren Fraktionen).



**Abbildung 15:** Vorgehensweise bei der Modellierung der Gemischadsorption von NOM und Spurenstoffen

Diese in Abbildung 15 gezeigte Vorgehensweise zur Berechnung des Einflusses von NOM auf die Spurenstoffadsorption ist allerdings häufig nicht ausreichend genau genug und muss noch durch spezielle Korrekturansätze ergänzt werden, die hier nicht im Einzelnen diskutiert werden können. Eine Übersicht findet sich in einer früheren Publikation (Worch, 2007).

Durch Verknüpfung des Gemischgleichgewichtsmodells mit der Bilanzgleichung (1), die für alle Komponenten des Gemischs gilt, lässt sich die Adsorption im Batch-Reaktor relativ einfach beschreiben.

Die Modellierung der Adsorption in einem Festbettadsorber (Berechnung von Durchbruchkurven) ist dagegen wegen der notwendigen Einbeziehung der Adsorptionskinetik bereits für ein einzelnes Adsorptiv relativ kompliziert. Erschwert werden die Verhältnisse zusätzlich durch die notwendige Berücksichtigung der Konkurrenzadsorption. Basis für jedes Durchbruchkurvenmodell ist die differentielle Bilanzgleichung, die bei Vernachlässigung der axialen Dispersion die folgende Form hat:

$$v_l \frac{\partial c}{\partial z} + \varepsilon \frac{\partial c}{\partial t} + \rho_B \frac{\partial q}{\partial t} = 0 \quad (6)$$

$v_l$  – lineare Strömungsgeschwindigkeit,  $\varepsilon$  – Bettporosität,  $\rho_B$  – Bettdichte,  $z$  – Ortskoordinate,  $t$  – Zeit

Die Filmdiffusion wird mit einem Stofftransportansatz gemäß

$$\frac{d q}{d t} = \frac{k_F a_V}{\rho_B} (c - c_s) \quad (7)$$

$k_F$  – Stoffübergangskoeffizient der Filmdiffusion,  $a_V$  – volumenbezogene Stoffaustauschfläche,  $c$  – Konzentration in der flüssigen Phase,  $c_s$  – Gleichgewichtskonzentration am Kornrand

beschrieben. Für die exakte Beschreibung der inneren Korndiffusion ist das Ficksche Gesetz zu verwenden. Bei Annahme dominierender Oberflächendiffusion im Korninneren gilt

$$\frac{\partial q}{\partial t} = D_S \left( \frac{\partial^2 q}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial q}{\partial r} \right) \quad (8)$$

$D_S$  – Oberflächendiffusionskoeffizient,  $r$  – Radialkoordinate

Vereinfachend lässt sich die Korndiffusion jedoch auch mit einem Stofftransportansatz mit linearer Triebkraft (LDF-Modell) beschreiben.

$$\frac{d q}{d t} = k_S a_V (q_s - q) \quad (9)$$

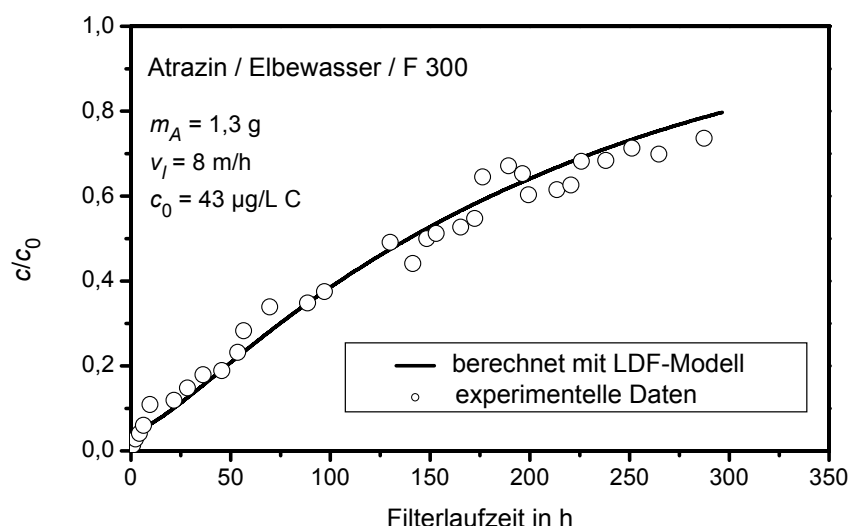
$k_S$  – Stoffübergangskoeffizient der Korndiffusion,  $a_V$  – volumenbezogene Stoffaustauschfläche,  $q$  – mittlere Adsorbensbeladung,  $q_s$  – Gleichgewichtsbeladung am Kornrand

Diese Gleichungen gelten jeweils für alle Komponenten des Gemischs. Vervollständigt wird das Durchbruchkurvenmodell durch die Gleichungen der IAS-Theorie zur Berechnung der Gemischgleichgewichtsdaten.

Für eine Durchbruchkurvenmodellierung benötigt man außer den Prozessdaten (Adsorbensmasse, Volumenstrom, Bettichte, Konzentrationen) und den Gleichgewichtsparametern auch die Stoffübergangskoeffizienten für die Film- und Korndiffusion. Für die Filmdiffusion lässt sich der Stoffübergangskoeffizient aus Stoff- und Prozessdaten über empirische Korrelationen berechnen. Im Falle der Korndiffusion erfolgt die Bestimmung des Stoffübergangskoeffizienten in der Regel mittels kinetischer Experimente. Es gibt allerdings auch Vorschläge zur Vorausberechnung mit Hilfe empirischer Gleichungen (Worch, 2008).

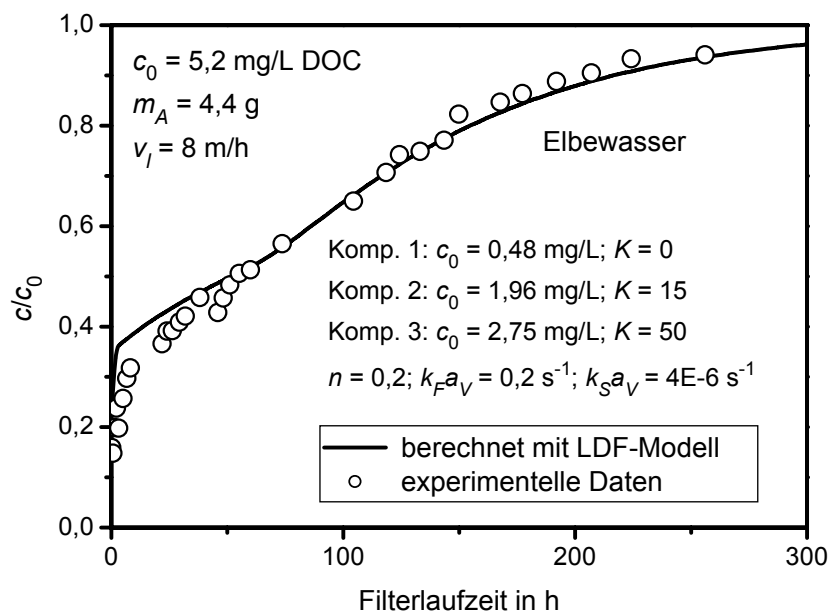
Für alle wesentlichen Modellierungsaufgaben stehen heute geeignete Computerprogramme zur Verfügung.

Die folgenden beiden Abbildungen zeigen die erfolgreiche Anwendung eines Durchbruchkurvenmodells (LDF-Modell) zur Beschreibung experimenteller Daten aus Laborversuchen. Abb. 16 zeigt den Vergleich Rechnung-Experiment für die Durchbruchkurve des Spurenstoffs Atrazin bei Adsorption aus NOM-haltigen Elbewasser. Die NOM-Adsorption wurde dabei zuvor in der oben beschriebenen Weise über eine Adsorptionsanalyse charakterisiert.



**Abbildung 16:** Anwendung des LDF-Modells zur Berechnung einer Atrazindurchbruchskurve für die Adsorption aus NOM-haltigen Elbewasser

Auch DOC-Durchbruchskurven lassen sich mit diesem Modell berechnen. Abb. 17 zeigt ein Beispiel für die Berechnung des DOC-Durchbruchsverhaltens. Auch hier erfolgte vor der Durchbruchskurvenberechnung eine Charakterisierung der NOM-Adsorption mittels Adsorptionsanalyse. Die Daten der drei NOM-Fractionen sind im Diagramm aufgeführt. Zur Vereinfachung wurden für die beiden adsorbierbaren Fraktionen 2 und 3 die gleichen Stoffübergangskoeffizienten verwendet.



**Abbildung 17:** Berechnung des DOC-Durchbruchsverhaltens auf der Basis einer Adsorptionsanalyse (Charakterisierung der NOM-Adsorption mittels dreier Fraktionen)

## 7 Ausblick

Die Adsorption an Aktivkohle stellt eine effektive und ausgereifte Technik zur Elimination organischer Spurenstoffe dar, die sicher auch in Zukunft ihre Bedeutung behalten wird.

Neuartige Anwendungsmöglichkeiten für die Aktivkohleadsorption ergeben sich vor allem als Bestandteil von Hybridverfahren. So hat insbesondere die Kombination von Pulverkohleanwendung und Membrantechnik in den letzten Jahren ein verstärktes Interesse erfahren. Bei der primär für die Partikelabtrennung eingesetzten Ultrafiltration können zum Beispiel durch Pulverkohlezugabe zum Membranzulauf zusätzlich auch gelöste organische Verbindungen entfernt werden. Dabei übernimmt die Pulverkohle die



Elimination der gelösten organischen Verbindungen, während die UF-Membran die partikulären Inhaltsstoffe zurückhält. Die bei Pulverkohleanwendung generell notwendige Feststoffabtrennung erfolgt ebenfalls durch die Membran, wobei die Kohleteilchen zugleich die Ausbildung von dichten Belägen auf der Membran (Membranfouling) erschweren.

Abschließend sei noch auf ein spezielles Adsorptionsverfahren hingewiesen, dass ebenfalls in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen hat. Es handelt sich dabei um die adsorptive Abtrennung von Arsenat aus Trinkwasser mit Hilfe von granuliertem Eisenhydroxid als Adsorbens. Dieser Prozess basiert zwar auf anderen Bindungsmechanismen als die Spurenstoffadsorption an Aktivkohle, bei der Modellierung und Auslegung des Prozesses kann man jedoch auf die gleichen theoretischen Grundlagen zurückgreifen.

## 8 Literatur

- Kümmel, R., Worch, E. (1990): Adsorption aus wäßrigen Lösungen. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig
- Johannsen, K., Worch, E. (1994): Eine mathematische Methode zur Durchführung von Adsorptionsanalysen. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **22**, 225-230
- Sontheimer, H., Crittenden, J. C., Summers, R. S. (1988): Activated carbon for water treatment. DVGW-Forschungsstelle, Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung). BGBl I, 959-980
- Worch, E. (2007): Modellierung der Gemischadsorption von NOM und Spurenstoffen: Wo stehen wir heute? *Vom Wasser* **105**, 13-20
- Worch, E. (2008): Fixed-bed adsorption in drinking water treatment: a critical review on models and parameter estimation. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua* **57**, 171-183

Korrespondenz an:

Prof. Dr. Eckhard Worch

Technische Universität Dresden, Institut für Wasserchemie, D-01062 Dresden

Tel: +49 351 463-32759

Fax: +49 351 463-37271

E-Mail: eckhard.worch@tu-dresden.de

# Oxidationsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung

Dr. Markus Werderitsch<sup>1</sup>, Dr. Norbert Kreuzinger<sup>2</sup>, DI Ulrike Bletterie<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Wiener Wasserwerke, <sup>2</sup>Institut für Wassergüte, TU Wien

## 1 Grundlagen

Oxidationsverfahren zählen zu den klassischen Verfahren in der Wasseraufbereitung. Vorrangig wird dabei die Belüftung mit Luft oder Reinsauerstoff zur Oxidation von gelöstem Eisen und Mangan eingesetzt. Weiters kann eine Oxidation mittels Luft oder Sauerstoff zur Oxidation von Ammonium oder anderen Verbindungen erfolgen. Diese Oxidationsverfahren werden vielfach angewendet und sind von den Möglichkeiten zur Aufbereitung nicht wegzudenken.

Die Oxidation mit Ozon ist ebenfalls ein bereits seit Jahren angewendetes Verfahren in der Trinkwasseraufbereitung. Im Wesentlichen wird Ozon in der Oberflächenwasseraufbereitung zur Oxidation organischer Substanz, zumeist Huminstoffe, eingesetzt. Dabei werden die Huminstoffe nicht zur Gänze oxidiert sondern in ihrer Molekulargewichtsverteilung wesentlich verändert, sodass die organischen Substanzen dadurch wesentlich besser biologisch verfügbar werden. In der Regel muss daher nach einer Ozon-Oxidation eine biologisch arbeitende Filtrationsstufe, zum Beispiel ein biologisch arbeitender Aktivkohlefilter, geschaltet werden. Aus den oben angeführten Gründen ist auch erklärbar, warum Ozon zwar grundsätzlich als Desinfektionsverfahren zugelassen ist, allerdings aufgrund der Wechselwirkung von Ozon mit den organischen Substanzen des Wassers, Verkeimungen im Netz nicht ausgeschlossen werden können.

Chlorgas oder andere Chlorverbindungen können grundsätzlich auch zur Oxidation eingesetzt werden. Aufgrund der Wechselwirkung mit organischen Verbindungen führt dies allerdings häufig zur Bildung von chlororganischen Verbindungen, wie zum Beispiel gesundheitsschädlichen Trihalogenmethanen. Daher werden seit einigen Jahren Chlor- oder Chlorverbindungen nicht mehr zur Oxidation eingesetzt.

## 2 AOP - Verfahren

Durch Ozon werden speziell Schadstoffe, welche im Trinkwasser vorkommen können, nicht oder nur minimal entfernt. Substanzen wie CKW, Pestizide, Pharmazeutika oder hormonwirksame Substanzen bedürfen in der Regel einer stärkeren Oxidation. Die kombinierte Anwendung von Ozon und Wasserstoffperoxid, von Ozon und UV-Bestrahlung sowie von UV-Bestrahlung und Wasserstoffperoxid erzeugt im Wasser OH – Radikale. OH-Radikale sind die stärksten bekannten Oxidanzien. Diese Verfahren werden als „Advanced Oxidation Processes“ (AOP) oder als Verfahren der verstärkten Oxidation bezeichnet. Die dabei gebildeten OH-Radikale sind hochreaktiv allerdings extrem kurzlebig und können nur im Medium selbst hergestellt werden. Es genügt aber auch ein etwas erhöhter pH-Wert bei der Ozon-Oxidation damit ein Teil des Ozons sich zu OH-Radikalen umbildet. Es erfolgt somit nahezu immer bei der Ozon-Oxidation auch eine Nebenreaktion der OH-Radikal-Bildung.

Die im Wasser gebildeten OH-Radikale reagieren mit allen Wasserinhaltsstoffen. Vorrangig werden dabei Doppelbindungen wie C=C- oder C=O-Verbindungen aufgeknackt. Wie bei der Ozon-Oxidation kann auch bei der Oxidation mit OH-Radikalen Bruchstücke dieser oxidierten Substanzen, so genannte Metaboliten, zurückbleiben. Zur Abklärung der möglichen Bildung unerwünschter Metaboliten sollten im Vorfeld Pilotversuche durchgeführt werden.

### 3 Anwendungsbeispiel eines AOP – Verfahrens

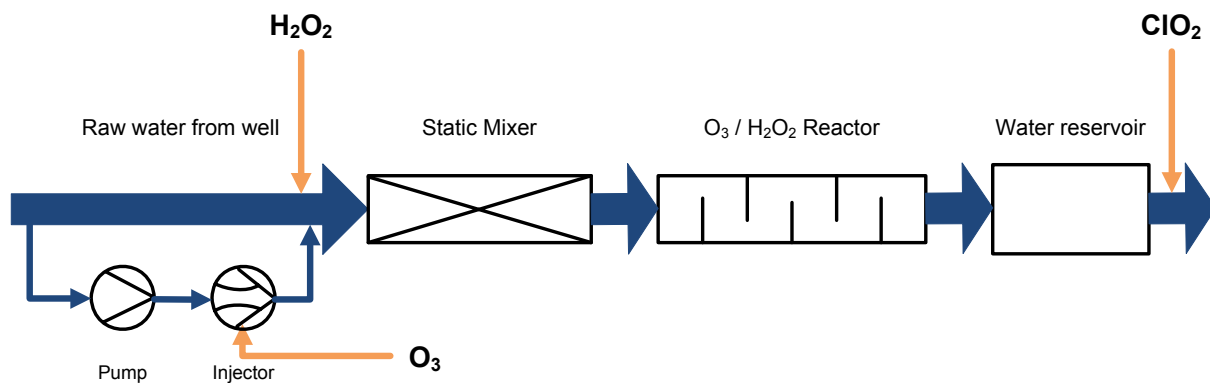
Die Wiener Wasserwerke können das Wasserwerk Moosbrunn wegen der Belastung eines Brunnens mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) – im Wesentlichen Tetrachlorethen und Trichlorethen - nur eingeschränkt für die Versorgung heranziehen. Die österreichische Trinkwasserverordnung schreibt eine Konzentration der Summe der beiden Stoffe von maximal 10 µg/L vor. Aus diesem Grund waren die Wiener Wasserwerke gezwungen eine Trinkwasseraufbereitungsanlage zum Zwecke der CKW-Entfernung zu errichten. Ozon und Wasserstoffperoxid sind die beiden Oxidationsmittel, die bei kombinierter Anwendung ein so hohes Oxidationspotential aufweisen, dass auch schwer abbaubare Schadstoffe – wie z.B. CKW – in einem hohen Maß abgebaut werden.

Das Wasserwerk Moosbrunn verfügt über zwei Horizontalfilterbrunnen mit einem Gesamtkonsens von 742 L/s, oder einer Gesamtförderung von über 64.000 m<sup>3</sup>/Tag. Mit diesem Konsens zählt das Wasserwerk Moosbrunn zu den größten Grundwasserwerken Österreichs. Die Errichtung der Brunnen und des Behälters liegt bereits einige Jahre zurück. Das Wasserrechtsverfahren fand durch die Bewilligung der Betriebsvorschrift im Jahre 1998 seinen Abschluss. Eine Studie zur Aufbereitung des Wassers aus den Brunnen war eine Auflage aus dieser Bewilligung. Im Jahr 2002 wurde die Bewilligung zur Errichtung der Anlage erteilt und noch im selben Jahr mit dem Bau begonnen. Die Inbetriebnahme der Anlage erfolgte im Jahr 2004. Nach dem Probetrieb im Jahr 2005, kann nach der Bewilligung im Jahr 2006 das aufbereitete Wasser ins Wiener Netz eingespeist werden.

In der Planungsphase wurden verschiedene Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung von CKW untersucht und evaluiert. Die kombinierte Anwendung von Ozon und Wasserstoffperoxid – „verstärkte Oxidation“ - stellt dabei das geeignetste Verfahren dar. Die verstärkte Oxidation ermöglicht es den Schadstoff in einem hohen Maße rückstandsfrei abzubauen, zu mineralisieren. Es fallen daher bei diesem Verfahren keine Abfallprodukte an. Da Tetrachlorethen zu den schwer abbaubaren Verbindungen zählt, ist die verstärkte Oxidation zum Abbau nötig. In der folgenden Abbildung 1 ist das Verfahrensschema dargestellt.

### 3.1 Verfahrenschema des Wasserwerkes Moosbrunn

Da in Österreich noch keine Aufbereitungsanlage nach diesem Verfahren existiert, dieses Verfahren aber als Aufbereitungsverfahren zugelassen ist, wurden im Vorfeld des Projektes zur eingehenden Untersuchung Pilotversuche durchgeführt. Im Rahmen dieser Versuche, die über sechs Monate hinweg durchgeführt wurden, konnte der Abbau von Tetrachlorethen optimiert werden. Zur sicheren Unterschreitung des Grenzwertes der österreichischen Trinkwasserverordnung wurde ein Abbau von über 80% der chlorierten Kohlenwasserstoffe erreicht. Durch umfassende Untersuchungen konnte in intensiver Zusammenarbeit mit Universitäten und Hygieneinstituten gezeigt werden, dass es weder zur Bildung von Nebenprodukten kommt, noch eine Verkeimung des aufbereiteten Wassers zu erwarten ist.



**Abbildung 1:** Flussschema des Wasserwerkes Moosbrunn

Bemerkenswert ist bei diesem Projekt, dass die Reaktoren zum Abbau von Tetrachlorethen in den vorhandenen Trinkwasserbehälter eingebaut wurden. Man konnte dadurch auf ein eigenes Bauwerk außerhalb des Behälters verzichten. Das Wasser aus den Horizontalfilterbrunnen wird nach wie vor zum Behälter gepumpt und dort in einem speziell gestalteten Verteilbauwerk auf zwei Zuleitungen zu den Reaktoren aufgeteilt. Die Oxidationsmittel werden in die beiden Zuleitungen dosiert und mittels statischer Mischer optimal mit dem Wasser vermischt. Die Reaktoren sind als Drei-Kammer-Reaktoren ausgeführt, um Kurzschlussströmungen zu vermeiden. Bevor das nun von CKWs befreite Wasser in die Leitungen eingespeist wird, wird es noch mit Chlordioxid einer Sicherheitsdesinfektion unterzogen. Chlordioxid wird aus Chlorgas,

Natriumchlorit und Wasser vor Ort hergestellt. Damit wird gewährleistet, dass das Wasser nach dem langen Transport zum Endverbraucher die gewohnt hohe Qualität aufweist.

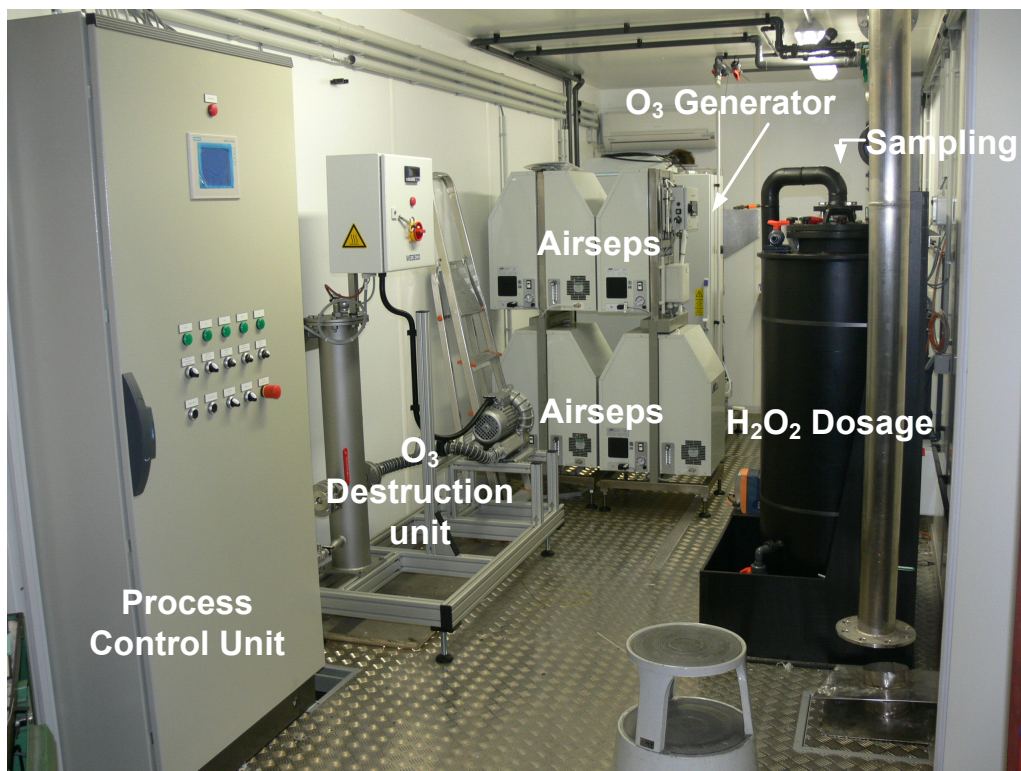
Die Stadt Wien wird im Normalfall fast ausschließlich mit Quellwasser versorgt. Die Wiener Wasserwerke bauen seit geraumer Zeit an alternativen Gewinnungen, um die Versorgung sicherstellen zu können auch wenn eine der beiden, über hundert Jahre alten Hochquellenleitungen, ausfallen sollte. Das Wasserwerk Moosbrunn - als eine alternative Gewinnung - dient dann zur Absicherung der Versorgung und kann auch in Zeiten hohen Trinkwasserbedarfs herangezogen werden. Das Wasserwerk Moosbrunn wird in Zukunft mit dem derzeit in Planung befindlichen Wasserwerk Kleehäufel das dritte Standbein der Wiener Wasserversorgung bilden.

## **4 Ausblick: AOP Versuchsanlage Bad Fischau**

Die Gemeinde Bad Fischau verfügt bei einem Brunnen in ähnlicher Weise wie das Wasserwerk Moosbrunn über das Problem des Vorhandenseins von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Grundwasser. Da auch die Gemeinde Bad-Fischau die CKWs abbauen und nicht an der Oberfläche einer Aktivkohle adsorbieren möchte, werden derzeit Pilotversuche mit Ozon und Wasserstoffperoxid zur verstärkten Oxidation durchgeführt.

### **4.1 Aufbau der Anlage**

Eine Rohwassermenge von maximal  $80 \text{ m}^3/\text{h}$  und einer Summenkonzentration von etwa  $13,4 \text{ } \mu\text{g/L}$  CKW (Tetrachlorethen plus Trichlorethen) wird über eine 5 km lange Druckleitung zur Aufbereitungsanlage gepumpt. Aus Kosten- und Platzgründen wurde die komplette Aufbereitungsanlage in einem 20'' Container errichtet. Alle für die Aufbereitung notwendigen Anlagenteile wurden in dem Container untergebracht (siehe Abbildung 2).



**Abbildung 2:** AOP Container-Anlage in Bad Fischau

Nach der Dosierung von Ozon und Wasserstoffperoxyd gelangt das Grundwasser in einen Reaktionsbehälter (ca. 14 m<sup>3</sup>) und anschließend in einen Vorlagebehälter (ca. 14 m<sup>3</sup>) mit einer hydraulischen Gesamtaufenthaltszeit von etwa 20 Minuten. Da mit Hilfe dieser AOP-Aufbereitungsanlage die Anlagensteuerung, deren autonomer Betrieb und die Auswirkungen unterschiedlicher Ozon- und Wasserstoffperoxydkonzentrationen und -verhältnisse untersucht werden sollen, wird der behandelte Ablauf, nach Überprüfung von Ozon- und CKW-Konzentrationen in einen nahegelegenen Vorfluter geleitet. In Zukunft soll das aufbereitete Grundwasser in den Hochbehälter der Gemeinde gepumpt werden.

Das Anlagenschema von Bad Fischau ist stark an jenes der Anlage von Moosbrunn angelehnt. Das gesamte Rohwasser wird in den Container gepumpt. Nach der Druckminderung, wird ein Teil des Wassers für die Kühlung des Ozongenerators herangezogen. Ozon und Wasserstoffperoxyd werden unmittelbar vor dem statischen Mischer direkt in die Druckleitung injiziert. Anschließend durchfließt das Wasser den Reaktions- und den Vorlagebehälter.

Ozon wird mit einem Ozongenerator (GSO 40-06, ITT-Wedeco Environmental Technologies, Herford, Germany) mit einer Nennleistung von 80 g Ozon/h und Sauerstoff als Zugas produziert. Gespeist wird er von sieben Sauerstoffgeneratoren (AS 12 PSA Oxygen Generator; AirSep Co, Buffalo, USA), die als Molekularsieb fungieren und eine Gesamtkapazität von 2,1 m<sup>3</sup>/h und 95% Sauerstoff aufweisen. Wasserstoffperoxyd wird aus einem 0,14 m<sup>3</sup> Tank in 30 %-iger Lösung bezogen. Aufgrund der niedrigen Dosiermenge (min. 50 mL/h), ist die Dosierung eine größere Herausforderung.

## 4.2 Zu prüfende Aspekte

Neben dem primären Ziel, die CKW aus dem Trinkwasser zu entfernen, sind eine Reihe zusätzlicher Aspekte bei der Anwendung dieses Prozesses zu berücksichtigen. Dies beinhaltet die Untersuchung der Bildung von Bromat, der Desinfektionswirkung und der möglichen Bildung von Nebenprodukten und deren potenziell toxischen Effekten.

Mit einer Bromidkonzentration von ca. 27 µg/L im Grundwasser ist die Bildung von Bromat möglich. In vorhergegangenen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass durch eine Erhöhung der Wasserstoffperoxyddosierung und eine Beschränkung der Aufenthaltszeit die Bildung von Bromat reduziert werden konnte. Diese Ergebnisse wurden bei der Planung der Anlage berücksichtigt. Andere Versuche haben gezeigt, dass die Umwandlung von bereits gebildetem Bromat in Bromid durch die Dosierung von Natriumthiosulfat eine weitere Möglichkeit zur Reduktion der Bromatkonzentration unter einen Grenzwert von 10 µg/L darstellt.

Messungen der Desinfektionswirkung haben eine hohe Inaktivierungseffizienz durch AOP gezeigt. Eine hohe Inaktivierungsrate für die Testorganismen Bakteriophagen (PHIX 174, MS2, PRD-1) und E.Coli wurde beobachtet. Die Kombination von Ozon und Wasserstoffperoxyd hat fast überhaupt keine inaktivierende Wirkung auf *Bacillus Subtilis* Sporen, die hygienisch unbedenklich sind.

Messungen betreffend das Wiederverkeimungspotential vor und nach der Behandlung des Wassers, zeigten keine signifikante Änderung. Diese



Ergebnisse sind deshalb von Bedeutung, weil dadurch eine biologische Nachreinigung wie etwa ein Aktivkohlefilter überflüssig wird.

**Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Dr. Markus Werderitsch  
Wiener Wasserwerke  
Grabnergasse 6  
1060 Wien

mail: [markus.werderitsch@wien.gv.at](mailto:markus.werderitsch@wien.gv.at)

# Membranfiltration in der Abwasserreinigung

Franz-Bernd Frechen, Wernfried Schier

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW), Universität Kassel

**Abstract:** Die Membrantechnologie stellt im Bereich der biologischen Abwasserbehandlung einen Paradigmenwechsel dar und beseitigt etliche Schwachpunkte der Schwerkrafttrennung wie auch des Rückhalts infolge Sessilität. Sie wird daher zu Recht als Schlüsseltechnologie angesehen. Das Potential dieser Technologie ist noch bei weitem nicht ausgeschöpft, und das Anwendungsfeld ist sehr breit, und dies mit Blick auf einen globalen Einsatz mit angepassten Philosophien und Realisierungen auf dem Land wie in Megacities.

**Key Words:** Membrantechnik; CEN; Hygienisierung; Kosten; Dezentrale Systeme; Wasserwiederverwendung; Klimawandel; Megacities

## 1 Einleitung

Die biologische Abwasserreinigung braucht Mikroorganismen in der Abwasserbehandlungsanlage. Ihr Ausschwemmen muss verhindert werden, sie müssen also im System zurückgehalten werden. Dazu wird üblicherweise entweder auf das Prinzip der Schwerkraftabtrennung der Belebtschlammflocken im Nachklärbecken, basierend auf einem – sehr geringen – Dichteunterschied zwischen dem Mikroorganismus und Wasser, zurückgegriffen, oder man verlässt sich auf die Sessilität der Mikroorganismen.

Dass beide Prinzipien aber auch je nach Vorfall und Konstellation Probleme bis hin zu Totalausfällen mit sich bringen können, war stets bekannt und Gegenstand vieler Praxiserfahrungen und Forschungsarbeiten, durch die die konventionelle biologische Abwasserbehandlung letztlich einen unter Ausfallaspekten doch recht hohen Standard erreicht hat. Gleichwohl begrenzt das genutzte Prinzip der Fest-Flüssig-Trennung das Verfahren als solches, was in den Bemessungsvorschriften z.B. der DWA berücksichtigt wird und dazu

führt, dass eine so okkulte Größe wie die „Absetzeigenschaften des belebten Schlammes“ für die Bemessung die entscheidende Kenngröße darstellt – die es aber anzunehmen oder zu schätzen gilt.

Mit der Membrantechnik als Trennverfahren zur Rückhaltung der partikulären Mikroorganismen, in Deutschland erstmals 1999 in einer großtechnischen Anlage (Erftverband: KA Rödingen; 3.000 EW) eingeführt, hat insoweit ein Paradigmenwechsel stattgefunden, vergleichbar der Umstellung von einem kraftschlüssigen auf ein formschlüssiges System in der Mechanik. Und: besteht beim konventionellen Trennverfahren das Problem darin, dass womöglich „hinten zuviel rauskommt“, so ist es bei Einsatz der Membran als Barriere u.U. problematisch, ob „hinten genug rauskommt“.

Wäre das Membranverfahren leistungsfähiger, sicherer und kostengünstiger als die herkömmlichen Abwasserbehandlungsverfahren, so wäre die zukünftige Bedeutung dieses Verfahrens schnell und einfach beschrieben. Da das aber offensichtlich nicht so ohne weiteres der Fall ist, ist eine differenziertere Betrachtungsweise erforderlich.

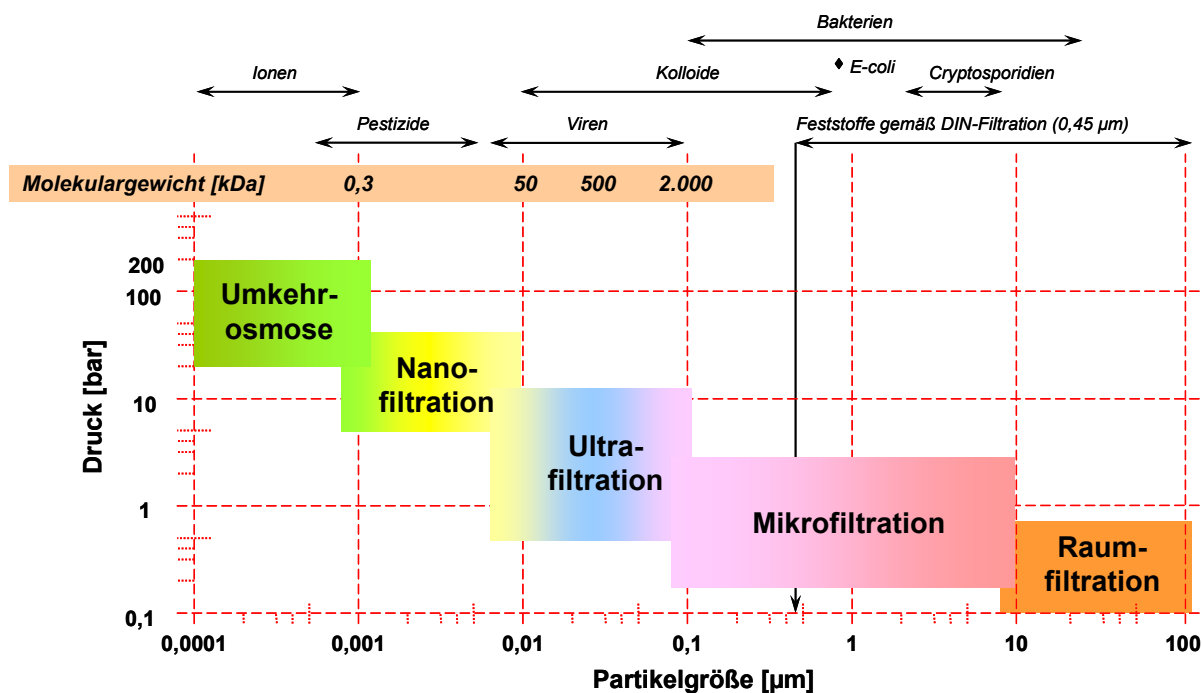
Nachfolgend wird das Verfahren, da es mittlerweile doch schon als recht verbreitet bekannt gelten darf, lediglich in Stichworten vorgestellt. Danach werden die spezifischen Aspekte beleuchtet, die bei der Betrachtung wesentlich und für die künftige Abwasserbehandlung bedeutsam sind.

## **2 Das Membranbelebungsverfahren (MBV)**

### **2.1 Prinzip**

Die Kombination aus einem Belebungsbecken und einer Membranfiltration zur Abtrennung des belebten Schlammes wird als Membranbelebungsverfahren (MBV), die entsprechenden Abwasserbehandlungsanlagen als Membranbelebungsanlagen (MBA) bezeichnet. Die Membranfiltration übernimmt anstelle der konventionellen Nachklärung die Abtrennung des belebten Schlammes. Während in den Nachklärbecken nur der Anteil vom belebten Schlamm abgeschieden werden kann, der auch sedimentiert, d.h. absetzbare Flocken bildet, werden bei der Membranfiltration alle Anteile des belebten Schlammes

abgeschieden, die – in erster Näherung – größer als die Trenngrenze der Membran sind, siehe Abbildung 1. Dadurch wird die Abtrennung des belebten Schlammes vom gereinigten Abwasser unabhängig von den Sedimentationseigenschaften des belebten Schlammes und ist nur von der eingesetzten Membran abhängig.



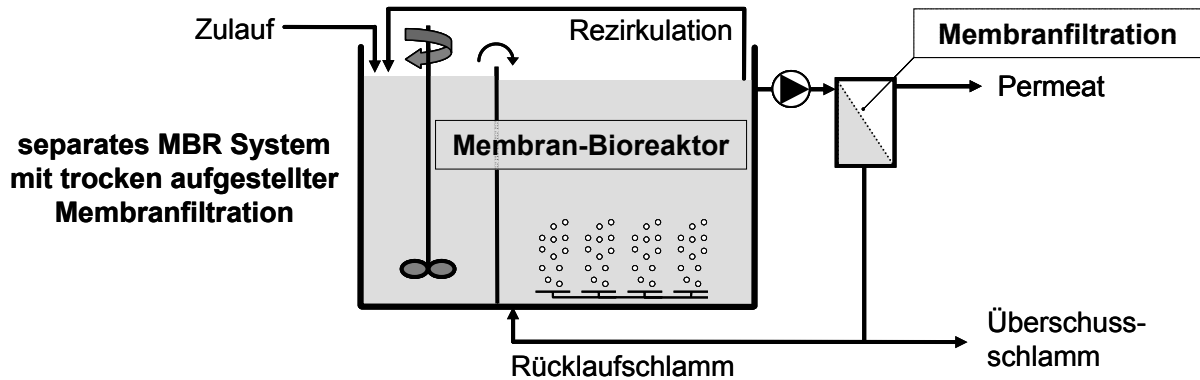
**Abbildung 1:** Klassifizierung der Membranfiltration

Um den belebten Schlamm mit seinen Mikroorganismen und Partikeln vom gereinigten Abwasser abzutrennen, werden beim MBV üblicherweise Mikrofiltrationsmembranen mit einer Trenngrenze von maximal 0,5 µm eingesetzt.

## 2.2 Kurzbeschreibung

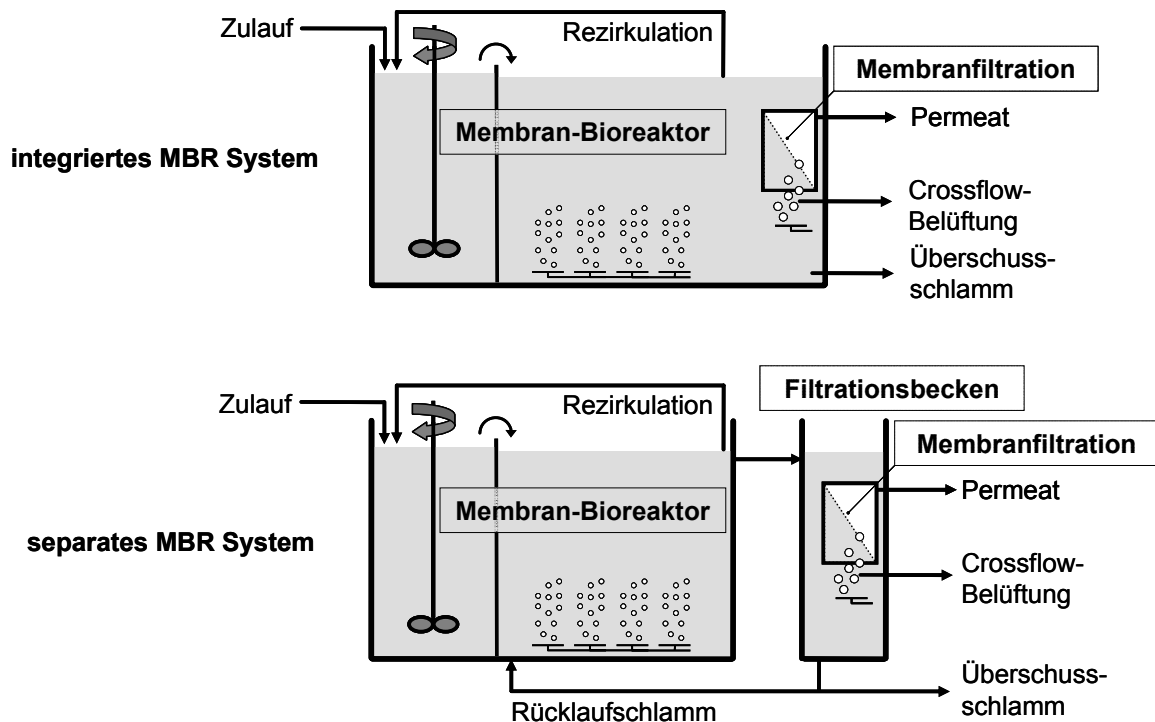
Hinsichtlich der Anordnung der Module lassen sich beim MBV zwei Varianten unterscheiden. Abbildung 2 zeigt das Schema einer trocken aufgestellten Membranfiltration. Die Membranfiltration wird im Anschluss an das Belebungsbecken in einer externen geschlossenen Filtrationseinheit durchgeführt. Die Module sind trocken aufgestellt, der belebte Schlamm wird hindurchgepumpt. Verwendet werden Rohrmodule bestehend aus druckfesten Mantelrohren, in denen Membranen, zumeist Hohlfasermembranen, installiert sind. Das Abwasser-Belobtschlamm-Gemisch wird durch die Rohre gepumpt. Das Permeat durchdringt

die Membranen von innen nach außen und wird im Außenraum abgezogen. Anlagen dieser Art werden erst seit kurzem großtechnisch umgesetzt.



**Abbildung 2:** Schema eines separaten MBR Systems mit trocken aufgestellter Membranfiltration

Weitaus üblicher ist der Betrieb mit getauchten Membranmodulen. Abbildung 3 zeigt beide Einbaumöglichkeiten einer getauchten Membranfiltration. Bei dieser Variante befinden sich die Membranmodule im Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch. Die Membranmodule können entweder im Belebungsbecken selbst oder in einem separaten Filtrationsbecken untergebracht bzw. eingetaucht sein.



**Abbildung 3:** Integriertes und separates MBR System mit einer getauchten Membranfiltration

Es werden entweder Hohlfasermembrane oder Plattenmembrane eingesetzt. In der Hohlfaser bzw. im Inneren der Platte, welche durch ein Stützgewebe, dem „spacer“, drainierbar ist, herrscht ein Unterdruck so dass die Membran nach innen durchflossen wird. Dies würde recht schnell zur Membranverstopfung führen, wenn die sich durch den Filtrationsvorgang aufbauende Deckschicht, also Schicht an „entwässertem“ Schlamm, nicht entfernt würde. Dies wird erreicht durch die Crossflow-Belüftung, eine – meist grobblasige – Belüftung unterhalb der Membran, die ein Aufsteigen von Flüssigkeit und Luftblasen, den Crossflow, erzeugt. Dieser Crossflow streicht an der Membranoberfläche vorbei und ist infolge der dadurch eingetragenen mechanischen Energie in der Lage, die Deckschicht zu kontrollieren und zu minimieren.

Die Crossflow-Belüftung ist also ein wesentlicher und auch integrierter Bestandteil der in „Modulen“ einbaufertig vorkonfektionierten Membranbündel bzw. –plattenpakete. Der Energiebedarf zur Erzeugung eines ausreichenden Crossflow ist der größte Einzelposten und übertrifft den Energiebedarf zur Deckung des biologisch notwendigen Lufteintrages und zur Erzeugung des Unterdrucks an der Membran bei weitem, worin – neben den hohen Investitionskosten – ein Hauptmanko des Membranbelebungsverfahrens liegt.

Hinsichtlich der im Bereich des kommunalen Membranbelebungsverfahrens verwendeten Membranmaterialien wurden bislang ausschließlich organische Materialien wie PVDF, PES, PAN, PE eingesetzt. Mittlerweile werden bei kleinen Abwasserbehandlungsanlagen bzw. Kleinkläranlagen auch anorganische (keramische) Membranen eingesetzt.

### **2.3 Leistungsfähigkeit des MBV**

Die Grundlagenermittlung und Bemessung der Belebungsstufe kann grundsätzlich nach allgemein anerkannter Berechnungsmethoden anhand der ATV-DVWK Arbeitsblätter A 198 und A 131 (ATV-DVWK 2003 und ATV-DVWK 2000) erfolgen, wobei zur Ermittlung der Volumina ein erhöhter Feststoffgehalt angesetzt werden kann. Dieser sollte nach den derzeitigen Erfahrungen der Betriebspraxis nicht höher als etwa 15 g/l gewählt werden. Ein ggf. vorhandenes Filtrationsbecken kann zum Volumen  $V_{BB}$  hinzugezählt werden abzüglich des durch die Einbauten verdrängten Volumens.

In biologischer Hinsicht – Abbau der organischen Stoffe und Elimination der Nährstoffe – unterscheidet sich das Verfahren prinzipiell nicht wesentlich vom konventionellen Belebungsverfahren. Dennoch erbringt es bessere Reinigungsleistungen.

Die hohe Leistungsfähigkeit des MBV resultiert aus der vollständigen Abtrennung aller Feststoffe durch die Membranen. Hierdurch ergibt sich eine verbesserte Elimination bezüglich BSB und CSB sowie von Nährstoffen und Mikroorganismen. Stickstoff, Phosphor und Kohlenstoff sind daher im Ablauf von MBA um den Anteil reduziert, der bei konventionellen Anlagen aus Feststoffen stammt.

Membranfilter halten Mikroorganismen in einem sehr hohen Maße zurück. Dies gilt auch für Viren, die kleinsten Krankheitserreger, die theoretisch durch die Membranporen hindurch treten können. Die Viren lagern sich aber typischerweise an Partikel und Mikroorganismen an, so dass auch sie durch die Elimination größerer Partikel weitgehend aus dem Abwasser entfernt werden. Im Filtrat können so die Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie eingehalten werden.

Voraussetzung für das hohe Rückhaltevermögen der Membranbelebungsanlagen gegenüber den Krankheitserregern ist, dass keine Kurzschlüsse zwischen gereinigtem und nicht gereinigtem Abwasser bestehen und die Membran und Anschlüsse stets dicht sind. Diese Forderung scheint trivial, in der Praxis sind aber entsprechende Kontrollen erforderlich. Bei MBA ist die Ablaufqualität bezüglich der Mikroschadstoffe bei vergleichbarer Schlammbelastung nur geringfügig besser als bei konventionellen Belebungsverfahren. Für eine weitergehende Elimination von Mikroverunreinigungen müssen Verfahren wie Nanofiltration, Umkehrosmose, Ozonierung oder Aktivkohleadsorption zum Einsatz kommen.

## **2.4 Einsatz des Membranbelebungsverfahrens**

Tabelle 1 gibt eine auszugsweise Übersicht über realisierte kommunale MBA in Deutschland und im europäischen Ausland. In den Jahren ab 1999 ist in Deutschland eine Kapazität von ca. 200.000 EW, verteilt auf 25 kommunale Abwasserbehandlungsanlagen, in Betrieb gegangen. In Europa ist gegenwärtig von einer Anzahl an MBA von ca. 200 (Kapazität von ca. 1 Mio. EW)

auszugehen. War die Entwicklung in den ersten Jahren noch sehr exakt nachzuvollziehen, so hat sich dies nun aufgrund der fortschreitenden Etablierung der Membrantechnik und der damit einhergehend stetig zunehmenden Anzahl solcher Anlagen deutlich verändert.

**Tabelle 1:** Einsatz des Membranbelebungsverfahrens in Europa – in Auszügen

Land Name	EW	Status	Land Name	EW	Status
<b>D</b> Rödigen	3.000	1999	<b>GB</b> Porlock	3.000	1997
Markranstädt	18.000	2000/2008	Swanage	23.000	1999
Knautnaundorf	1.500	2002/2007	Campbeltown	24.840	2001
Monheim	9.700	2003	South Wraxall	300	2001
Kaarst-Nordkanal	80.000	2004	Lowestoft	46.000	2002
Seelscheid	11.500	2004	Gairloch	2.122	2003
Waldmössingen	2.600	2004	Longbridge	1.437	2003
St. Wendel	400	2005	Lynmouth	3.000	2003
Eitorf	11.640	2005	Buxton	30.000	2004
Woffelsbach	6.200	2005	Mathry	1.000	2005
Konzen	9.700	2005	Moneyreagh	1.450	2002
Xanten-Vynen	2.000	2006	Kircubbin	3.000	2003
Ihn	700	2006	Ballyclare	26.000	2005
Bronn	1.500	2007	<b>B</b> Schilde / Antwerpen	10.000	2003
Glessen	9.000	2008	Tervuren	11.000	2008
Hutthurm	22.000	2008	<b>I</b> Brescia	46.000	2002
Hünxe	17.000	in Planung	Viareggio	30.000	2005
<b>NL</b> Varsseveld	23.150	2005	<b>E</b> Girona	15.000	2003
Heenvliet	3.330	2006	Jinamar	41.000	2005
Ootmarsum	7.000	2007	Arenas de Iguna	20.000	2006
Hilversum	91.000	in Planung	<b>F</b> Perthes en Gatinais	4.500	1999
<b>A</b> St. Peter ob Judenl	1.500	2002	Ile de Yeu	4.000	2001
<b>CH</b> Säntis	bis 8.000	2000	Guéthary	10.000	2003
Schwägälp	780	2002	Le Guilvinec	26.000	2004
Wädenswil	22.000	2005	Telgruc	1.800	2005
Uerikon	9.000	2006	Grasse Roumigières	24.000	2007

## 2.5 Vor- und Nachteile des MBV

Die nachfolgend genannten Vor- und Nachteile gelten für den „Standardfall“, den es aber ja in der Ingenieurpraxis nicht gibt. Zu beachten ist daher, ob durch die spezielle Konstellation im Einzelfall sich womöglich Verschiebungen ergeben oder manche Aspekte ganz entfallen.

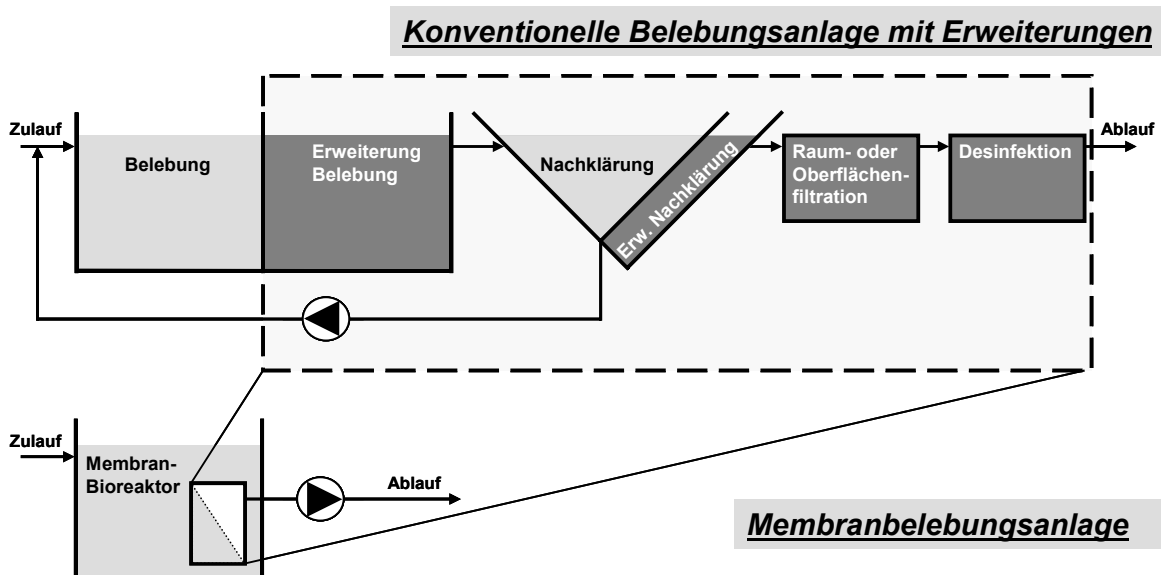
Wesentliche Vorteile des Verfahrens sind die folgenden:

- ➡ Deutlich besserer Eliminationsleistung bezüglich der Parameter Kohlenstoffabbau und Nährstoffelimination infolge des Partikelrückhaltes.



- Weitestgehende Entnahme von Krankheitserregern; das Verfahren ist daher geeignet, die Einhaltung der Hygieneanforderungen der Badegewässerrichtlinie einhalten zu helfen.
- Geringer Platzbedarf, da durch den höheren TS-Gehalt die Belebungsbeckenvolumina klein gewählt werden können und auf die Nachklärung ganz verzichtet werden kann. Einhausungen, so erforderlich, können günstiger erstellt werden.
- Verbesserung der Betriebssicherheit durch Vermeidung von Beeinträchtigungen der Ablaufqualität durch Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schlammabtrieb.
- Wegfall des Selektionskriteriums „Absetzbarkeit“ des belebten Schlammes und Rückhalt von nicht flockenbildenden Mikroorganismen.

Insgesamt kann gesagt werden, dass die Leistungsfähigkeit einer MBA derjenigen einer Belebungsanlage mit nachgeschalteter Filtration und UV-Desinfektion entspricht und diese im Bereich der hygienerelevanten Parameter sogar noch übertrifft. Wenn ein sachgerechter Vergleich angestellt werden soll, ist also eine Belebungsanlage mit den genannten Erweiterungen zum Vergleich heranzuziehen (siehe nachfolgende Abbildung 4).



**Abbildung 4:** Leistungsfähigkeit des MBV im Vergleich zum konventionellen Belebungsverfahren mit Erweiterungen

In Tabelle 2 sind die erreichbaren Ablaufwerte zusammengestellt, die unter üblichen kommunalen Zulaufverhältnissen zu erwarten sind.

**Tabelle 2:** Vergleich der Leistungsfähigkeit des Membranbelebungsverfahrens mit dem konventionellen Belebungsverfahren, mit und ohne Erweiterung durch Raum- oder Oberflächenfiltration und Desinfektion (DWA 2009)

Parameter	MBA	konventionelle Belebungsanlage	
		ohne Erweiterungen	mit Erweiterungen
Feststoffe	0 mg/l	10 bis 15 mg/l	3 bis 8 mg/l
CSB	< 30 mg/l	40 bis 50 mg/l	30 bis 40 mg/l
N <sub>anorg.ges</sub>	< 13 mg/l	< 13 mg/l	< 13 mg/l
P <sub>ges</sub>	< 0,3 mg/l	0,8 bis 1,0 mg/l	0,3 bis 0,5 mg/l
mikrobiologische Qualität	Badegewässer-qualität*	---	Badegewässer-qualität*

\*:bezüglich EU-Richtlinie 76/160/EWG

Diesen Vorteilen stehen jedoch auch Nachteile gegenüber:

- ➔ Es ist eine aufwendigere mechanische Vorbehandlung, möglichst redundant und jedenfalls ohne Notumläufe, notwendig, um die Membranmodule vor Haaren, Faserstoffen und anderen Störstoffen zu schützen, da Membrane konstruktionsabhängig teilweise sehr empfindlich darauf reagieren. Zu diesem Zweck werden Siebe (Öffnungsweite: 0,5 mm bis 3 mm, Öffnungsgeometrie: Spalt, Loch, Masche) eingesetzt. Der störungsfreie Betrieb von Sieben bedingt einen akkuraten Betrieb der vorgelagerten Verfahrensstufen, insbesondere des Sand- und Fettfangs. Das klingt selbstverständlich, doch zeigt sich gelegentlich im Betrieb, dass Sand- und Fettfänge aufgrund ihrer diskontinuierlichen Belastung zu betrieblichen Erschwernissen für die nachfolgende Siebstufe führen können.
- ➔ Es besteht eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Stoßbelastungen aufgrund der geringeren Beckenvolumina und der Herabsetzung des Verdünnungseffektes.

- Membranschädigende Abwasserinhaltsstoffe, die z.B. auch durch Störfälle in die Abwasserbehandlungsanlage gelangen, oder biologische Veränderungen in der Anlage können zu einer erheblichen und irreversiblen Reduktion der Filtrationsleistung führen.
- Die Membranmodule können durch mikrobiologische Veränderungen des belebten Schlammes, Faserstoffe, zu hohe Biomassekonzentration oder schlechte Durchmischung im Filtrationsbereich verblocken, weshalb stets auf eine korrekte Funktionsweise der die Membranüberströmung erzeugenden Bauteile zu achten ist.
- Es bestehen ein erhöhter apparativer Aufwand und zusätzliche Anforderungen an die Prozesssteuerung.
- Es ist von Zeit zu Zeit eine chemische Reinigung der Membranen nötig. Dies bringt die Einbringung bzw. Produktion von Schadstoffen durch Reinigungschemikalien (z.B. AOX durch chlorhaltige Oxidationsmittel) mit sich, was geeignete Gegenmaßnahmen erforderlich macht. Zudem müssen geeignete Chemikalienlager errichtet und betrieben werden.
- Mögliche mechanische Membranbeschädigungen erfordern zusätzliche Maßnahmen der Überwachung, insbesondere wenn eine gesicherte Keimreduktion notwendig ist.
- Es besteht ein erhöhter Gesamtenergiebedarf, der insbesondere durch die Modulbelüftung und die Belüftung bei höheren TS-Gehalten sowie durch die Filtration bedingt ist. Da MBA üblicherweise simultan aerob stabilisierende Anlagen sind, verfügen sie nicht über das Potenzial, die Energiebilanz durch Energieproduktion in anaeroben Schlammstabilisierungsanlagen zu verbessern. Vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussionen um Energieeffizienz, erhöhte Energiekosten und Klimaschutz ist dieser Aspekt als besonders nachteilig einzustufen.

## **3 Kostenbetrachtungen**

### **3.1 Generelle Hinweise zu den Kosten**

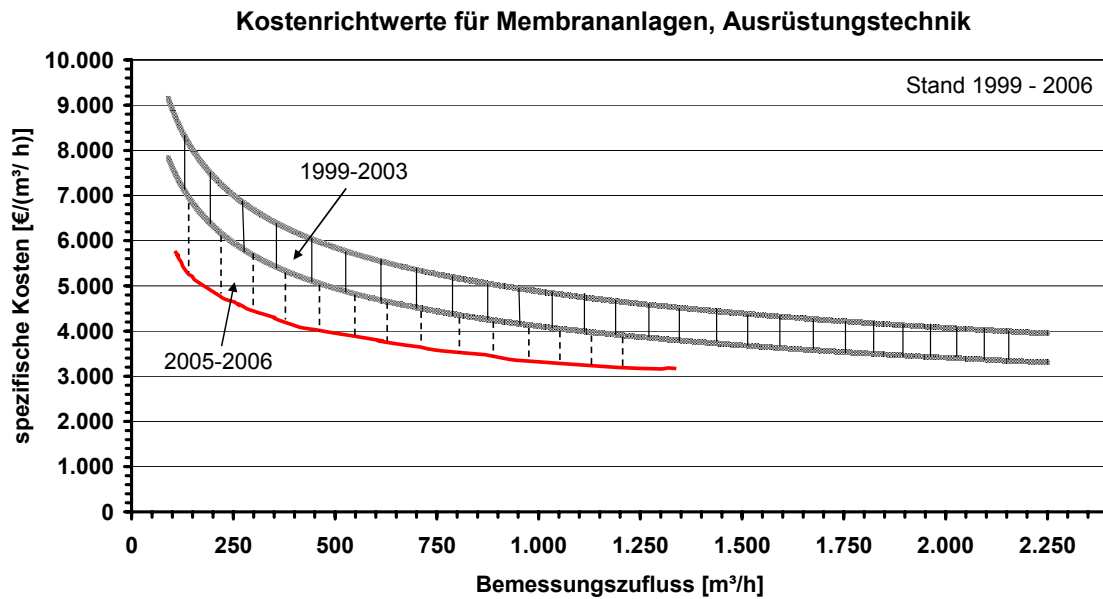
Bei der Betrachtung der Kosten ist zunächst die banale, aber oft – mehr oder minder mutwillig – vergessene Wahrheit zu betonen, dass ein Wirtschaftlichkeitsvergleich nur auf dem Vergleich von Jahreskosten fußen darf. Die Investitionskosten spielen streng genommen nur insoweit eine Rolle, als sie den Kapitaldienst beeinflussen.

Wären die Jahreskosten einer MBA günstiger als die einer mehr oder minder vergleichbaren konventionellen Anlage, so wäre keine weitere Erwägung notwendig – Membrananlagen wären die Verfahrenstechnik der Wahl.

Tatsächlich aber sind die Jahreskosten meist höher. Dies liegt an verschiedenen Faktoren, die nachfolgend besprochen werden sollen. Ebenfalls sollen Konstellationen aufgezeigt werden, die zu abweichenden Ergebnissen kommen.

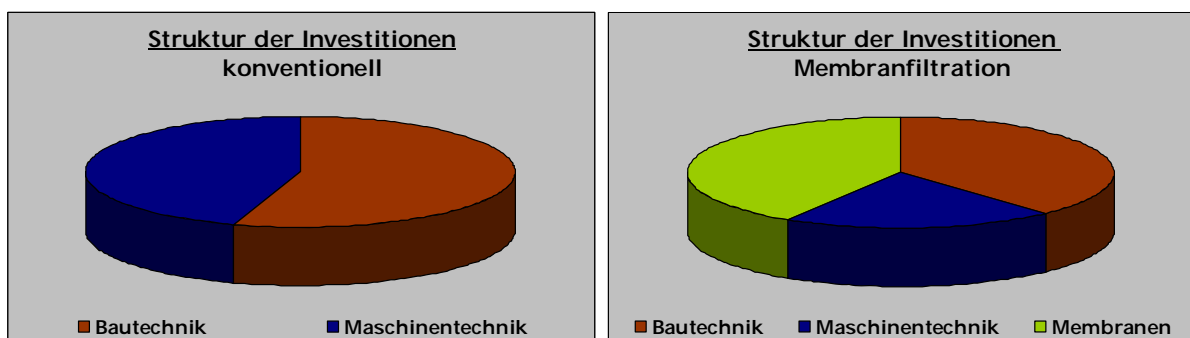
### **3.2 Investitionskosten**

Die in Abbildung 5 dargestellte orientierende Funktion berücksichtigt Kosten für Platten- und Hohlfasermembransysteme von in Deutschland angebotenen Systemen im Zeitraum 1999 bis 2006, die jeweils für „Normalbedingungen“ (Temperaturen 8 bis 12°C) und vergleichbare Flüsse von ca. 15 l/(m<sup>2</sup> h) bis 30 l/(m<sup>2</sup> h) ausgelegt wurden. Werden die Kosten der betriebsfertigen Membrananlage auf den maximalen Zufluss der Anlagen umgerechnet, ergibt sich vereinfacht der hier dargestellte zuflussspezifische Systempreis der Membranfiltrationsanlage (Ausrüstungstechnik incl. maschinentechnischer Peripherie (Pumpen, Gebläse, Chemikaliendosieranlagen) ohne bauliche Gewerke der Abwasserbehandlungsanlage.



**Abbildung 5:** Kostenrichtwerte für die betriebsfertige Membrananlage, ohne baulichen Teil (DWA 2009 basierend auf Wedi 2005)

Die Investitionskosten für Membrananlagen sind hoch. Sie weisen zudem eine gegenüber der sonstigen Aufteilung auf Bau- und Maschinenteknik unterschiedliche Kostenstruktur auf, siehe Abbildung 6. Zwar ist die Summe Bautechnik meist geringer wegen des geringeren erforderlichen Volumens an Baukörpern, auch wenn dieser Vorteil durch höhere spezifische Preise wieder ein wenig kompensiert wird.



**Abbildung 6:** Vergleich der Investitionsstrukturen

Der Anteil an Maschinen- und Steuertechnik ist höher, da es sich um ein deutlich technischeres Verfahren handelt.

In Abbildung 6 sind die der Membranfiltration direkt zuzurechnenden Anteile der Maschinenteknik bei dem Posten „Membrane“ enthalten. Innerhalb der Position „Membrane“ wiederum nehmen die Kosten für die eigentliche Membrane, die nach Ende der Nutzungsdauer der Membrane ersetzt werden müssen, eine Sonderstellung ein, da die Standzeit der Membrane heute nur geschätzt werden kann. Bei Kostenstrukturrechnungen sind daher stets verschiedene Standzeiten zu berücksichtigen; Garantien zur Standzeit sowie zu den Membranersatzkosten sind vom Hersteller zu fordern.

Üblicherweise wird also die Kostenrechnung von drei unterschiedlichen Abschreibungszeiträumen für

- ➔ Bautechnik (z.B. 20 bis 30 Jahre),
- ➔ Maschinen- und EMSR-Technik (z.B. 10 bis 15 Jahre) sowie
- ➔ Membranersatz (Standzeit der Membrane, z.B. 5 bis 10 Jahre)

ausgehen müssen, wobei ein sinkendes Preisniveau für den erst in einigen Jahren fälligen Membranersatz sachgerecht (oder gemäß Garantiezusage des Herstellers) berücksichtigt werden kann.

Wie diese Ausführungen zeigen, stellt sich die Kostenstruktur nicht positiv für das Membranbelebungsverfahren dar.

Bei einem Vergleich der absoluten Bausumme stellt sich derzeit für Neuanlagen eigentlich stets heraus, dass die Investitionen höher sind als für konventionelle Abwasserbehandlungsanlagen. Allerdings wird der Unterschied naturgemäß stets dort kleiner, wo die Anforderungen an die Ablaufqualität sehr hoch sind, da das MBV sehr weitgehende Anforderungen prinzipbedingt bereits erfüllt, deren Erfüllung beim konventionellen Ausbau aber erhebliche Zusatzinvestitionen nötig macht.

Eindeutig wird die Sachlage, wenn z.B. im Bereich der Hygiene Anforderungen bestehen, die nur von Membrananlagen erfüllbar sind.

Alle obigen Betrachtungen haben eine besondere Förderung von MBA außer Acht gelassen. Es ist klar, dass eine solche Drittfinanzierung natürlich ein deutlich anderes Bild entstehen lässt.

### 3.3 Betriebskosten

Beim MBV fallen erhöhte Betriebskosten wegen des notwendigen Energieaufwandes zur Crossflow-Belüftung, wegen des erhöhten Energieaufwandes zur Belüftung der Biologie, bedingt durch einen geringeren  $\alpha$ -Wert bei hohen Feststoffgehalten, und wegen der zur Reinigung der Membrane benötigten Chemikalien an.

Vergessen werden darf darüber aber nicht, dass die Betriebskosten von den Personalkosten dominiert werden und auch noch andere Kostenanteile beinhalten wie Abwasserabgabe, Hilfsstoffe, Schlamm Entsorgung etc.

Gerade bei den CSB-sensiblen Kosten für die Abwasserabgabe lassen sich Einsparungen erzielen. Ob mehr Personal erforderlich ist, ist umstritten; sicherlich ist eine umfassende Fort- und Weiterbildung essentiell.

### 3.4 Fazit

Die Jahreskosten müssen unter Beachtung der verschiedenen Kostenarten ermittelt werden. Tabelle 3 aus DWA (2009) zeigt eine Kostenschätzung der gegenüber konventionellen Anlagen zusätzlich anfallenden Kosten, bezogen auf das behandelte Abwasser (bei Maximalzufluss) als groben Anhaltspunkt.

**Tabelle 3:** Übersicht über zusätzlich anfallende Kosten beim MBV (DWA 2009)

		<b>Kosten in Ct/m<sup>3</sup></b>	
Crossflow-Belüftung	0,2 - 0,75 kWh/m <sup>3</sup>	2,6 - 9,8	
Permeatextraktion/Rezirkulationen	0,08 - 0,15 kWh/m <sup>3</sup>	1,0 - 2,0	
zus. Energiebedarf Druckbelüftung	0,08 - 0,1 kWh/m <sup>3</sup>	1,0 - 1,3	
Chemikalien	0,2 - 1,1 €/m <sup>2</sup> a	0,4 - 2,0	
<b>Summe der zus. Betriebskosten</b>		<b>5,0 - 15,1</b>	
<b>Membranersatz</b>	10 bzw. 5 Jahre	40 €/m <sup>2</sup>	<b>6,7 / 13,3</b>
		80 €/m <sup>2</sup>	<b>13,3 / 26,6</b>

Annahmen: 13 Ct/kWh; Q = 90 m<sup>3</sup>/EW a; 1,5 m<sup>2</sup>Mem/EW; Flux 15 l/m<sup>2</sup> h im Betrieb

Dominiert werden die Jahreskosten von den Membranersatzkosten. Die kalkulatorischen Abschreibungszeiten liegen nach bisher verfolgten Ansätzen im Bereich zwischen 5 und 10 Jahren. Je nach System, angenommener Lebensdauer

und der kommenden Membranpreise übersteigt der kalkulatorische Anteil des Membranersatzes den Betriebskostenanteil zum Teil deutlich. Es ist jedoch auf Basis der aktuellen Kosten klar abzuleiten, dass auch ein Mehrverbrauch an Energie oder Chemikalien in Kauf genommen werden sollte, wenn damit eine längere Lebensdauer der Membranen erreicht werden kann.

## **4 Aspekte und Szenarien**

### **4.1 Vorbemerkung**

Nachfolgend sollen einige wesentliche Aspekte und mögliche Szenarien stichwortartig besprochen werden, die einen Einfluß auf die Bedeutung der Membrantechnik für die künftige kommunale Abwasserbehandlung haben können.

### **4.2 Aktivitäten im CEN – das CWA 15897**

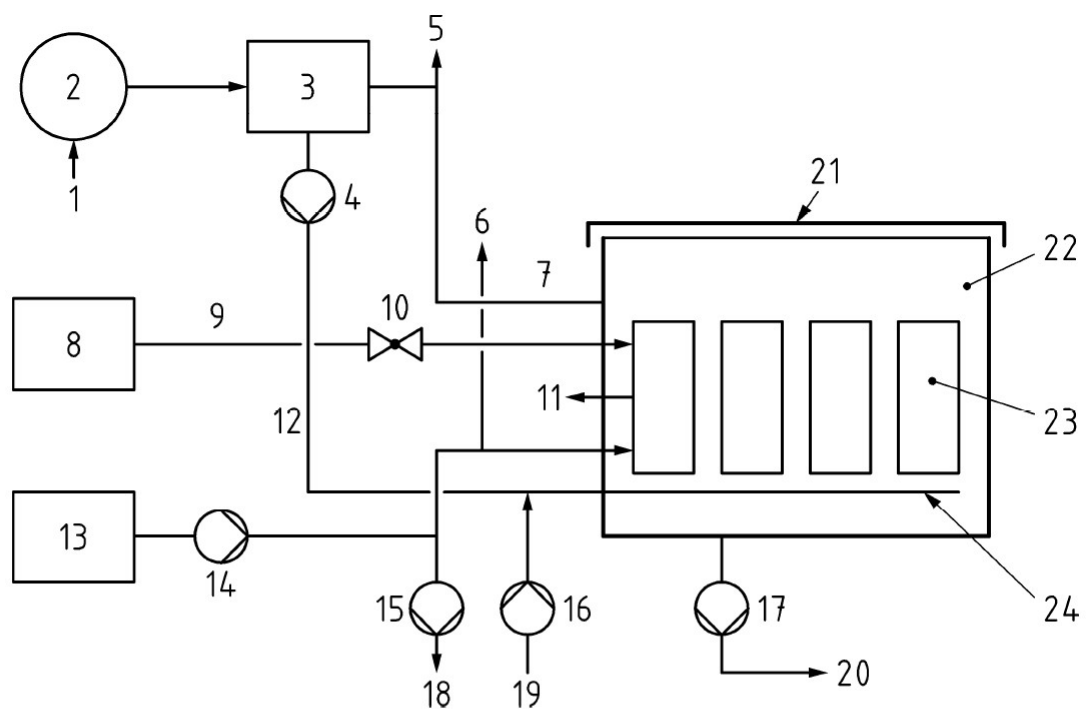
Im Rahmen des EU-finanzierten Projektes AMEDEUS wurde eine Umfrage unter Fachleuten zur Membrantechnik durchgeführt (AMEDEUS, 2007). Von einer deutlichen Mehrheit der Anwesenden beim Abschluss-Workshop im November 2006 zu dieser Umfrage wurde der Wunsch geäußert, dass Anstrengungen in Richtung auf eine Normierung unternommen werden sollten. Als Beginn, so beschlossen die Anwesenden, solle ein CEN Workshop Agreement CWA erarbeitet werden, ein nicht normativer und in keiner Weise bindender, dem Bereich der „Vornormung“ zuzuordnender Text. Hauptgrund war der Wunsch, die Verbreitung und das Wachstum des Marktanteils der Membrantechnik ebenso wie die Akzeptanz dieses Verfahrens als „Beste Verfügbare Technik“ („best available technology“ BAT) zu beflügeln.

Das erarbeitete Dokument CWA 15897, herausgegeben am 20.11.2008 (CEN 2008), soll die MBR-Technologie verbreiten, ihr Verständnis vertiefen und die Vergleichbarkeit und Transparenz des Angebotenen verbessern. Zudem soll es Hilfestellung geben durch eine Vereinheitlichung von Definitionen und Testverfahren, soll die Möglichkeit der Austauschbarkeit verbessern und soll so insgesamt das Vertrauen des Marktes in die Technologie stärken.



Das Dokument geht unter anderem auf Allgemeine Systemanforderungen, das Membransystem selbst, Abwasservorbehandlung, Testverfahren, Dokumentation und Austauschbarkeit ein und enthält einen normativen und vier informative Anhänge. Besondere Beachtung wurde der Abwasservorbehandlung geschenkt, siehe auch den entsprechenden nachfolgenden Abschnitt hierzu.

Ein mehr oder weniger unerwartetes Ergebnis der Textfindung war, dass die Austauschbarkeit von Membranen nicht etwa Modulabmessungen, Anschlüsse an Module, Einbauabmessungen, Halterungsvorgaben o.ä. erfasste, sondern eine Schnittstelle recht weit entfernt von den Modulen definierte, wie aus Abbildung 7 ersichtlich wird.



#### Key

1	wastewater	13	chemicals
2	pre treatment	14	chemicals pump
3	AT	15	permeate pump
4	feed pump	16	effluent pump
5	process air release	17	drain pump
6	air release	18	permeate
7	overflow	19	effluent
8	air compressor	20	activated sludge
9	process air	21	cover
10	process air valve	22	MT membrane tank
11	sample	23	modules
12	activated sludge	24	feed distribution pipe

**Abbildung 7:** Typisches Prozessflussbild eines separaten MBR-Systems, aus CEN (2008)

Wie zu sehen ist, besteht die Schnittstelle zwischen der Abwasserbehandlungsanlage selbst und dem MBR-Teil aus nur 6 Strömen (Abwasser, Filtrat, Luft), was für den MBR-Teil eine weite Vielfalt an technologischen Lösungen erlaubt. Dies impliziert auch, dass das Filtrationsbecken als Bestandteil des MBR-Teils aufzufassen ist. Dieser Ansatz berücksichtigt allerdings die Bauform „integriertes MBR-System“ nicht ausreichend, weswegen eine Überarbeitung des Dokuments, entweder in einem Nachfolger oder in einem Schriftstück in einer in der Normungshierarchie höher stehenden Kategorie zukünftig zu erwarten ist.

Gleichwohl hat diese Philosophie als umfassender Ansatz natürlich den Charme, dass keine Restriktionen bezüglich der MBR-internen technologischen Lösung gezogen werden, so dass eine Vielzahl an Spezialverfahren und herstellertypischen Lösungen möglich bleibt.

#### **4.3 Sinkende Membrankosten, Steigender Membranabsatz, – Beiwerte der Lernkurve?**

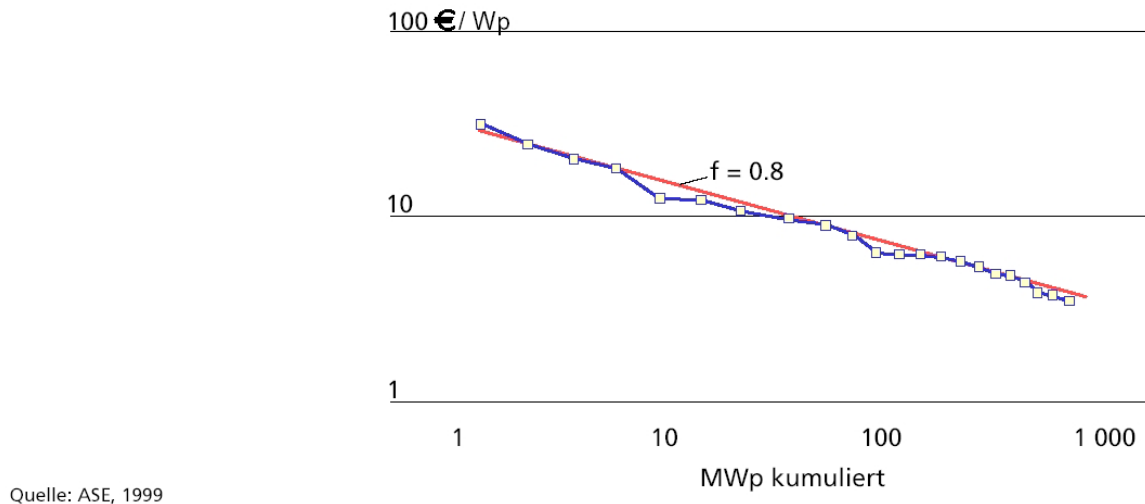
Die Membrankosten gelten auf der investiven Seite heute noch als ein wesentlicher Hemmfaktor bei der Verbreitung der Membrantechnik. Andererseits lassen Gespräche mit Firmenvertretern – insbesondere im Zusammenhang mit einer Kostenschätzung für einen Membranersatz, z.B. in 8 Jahren – erkennen, dass noch ein erhebliches Preissenkungspotential besteht.

Bei jeder neu eingeführten Technologie ist das Phänomen zu beobachten, dass die spezifischen Kosten mit zunehmender Verbreitung der Technik exponentiell sinken. Am Beispiel der IT-Industrie kann dies auch vom Endverbraucher nachvollzogen werden, wenn beispielsweise über die Preise von Speicherchips, TFT-Monitoren, DVD-Brennern oder ähnlichem nachgedacht wird.

Diese bekannte Entwicklung, in der Fachwelt als „Lernkurve“ bezeichnet, ist in Abbildung 8 am Beispiel des Photovoltaikmarktes wiedergegeben.

## PV Module

### Preisreduzierung, Geschichte

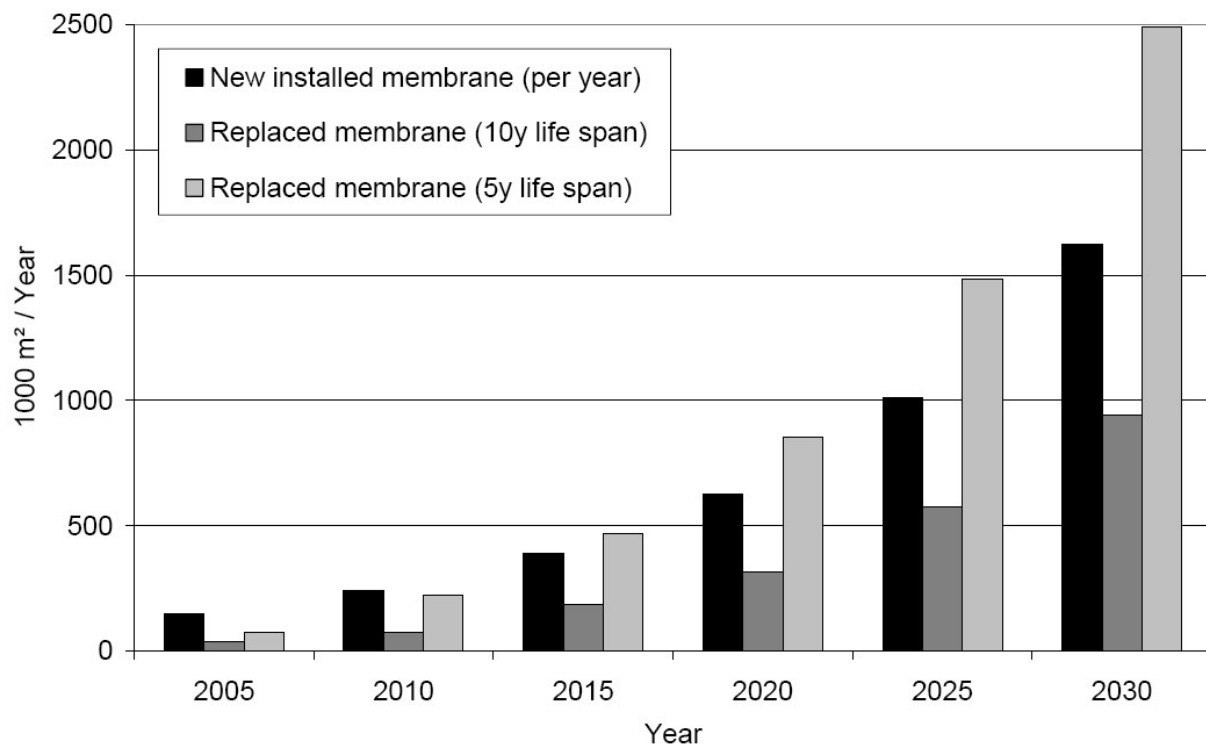


Quelle: ASE, 1999

**Abbildung 8:** Preisreduzierung in Abhängigkeit der Markteinführung – Beispiel Photovoltaik-Module, aus Luther (2001)

Die Frage stellt sich, an welcher Stelle die Membrantechnik derzeit vergleichsweise steht. Mindestens für den Bereich des kommunalen Einsatzes kann gesagt werden, dass eine Stellung eher an Anfang gegeben ist, wenngleich zu berücksichtigen ist, dass Membrane in anderen Bereichen, insbesondere der Industrie, bereits in wesentlich größerem Umfang zum Einsatz kommen. Sinkende Membran(ersatz)kosten jedenfalls wären der stärkste Antrieb zu einer weiteren Marktverbreitung.

Zu beachten ist in diesem Zusammenhang auch, dass mit jeder neu errichteten Anlage der Membranersatzbedarf ebenfalls steigt, was eine Beschleunigung des Membranabsatzes bewirkt. Abbildung 9 stellt eine Hypothese für ein denkbares Marktvolumen dar, bei der neben dem Bedarf aus Neuanlagen auch der Membranersatzbedarf berücksichtigt wird.



**Abbildung 9:** Marktvolumen durch Membranersatz (Annahmen: 10% jährliches Wachstum, 5 oder 10 Jahre Lebensdauer), aus AMEDEUS (2007)

Auch wenn es sich um theoretische Betrachtungen handelt, so wird doch klar, dass der Ersatzbedarf neben dem Bedarf an neuer Membranfläche ein wesentlicher Treiber im Markt sein kann. Wie in allen ähnlich gelagerten Fällen ist leider auch hier festzustellen, dass eine steigende Lebensdauer den Absatz negativ beeinflusst – unklar noch, welche Konsequenzen auf Seiten der Hersteller / der Forschung in diesem Bereich daraus gezogen wird.

#### 4.4 Steigende Anforderungen

Membranverfahren sind prinzipbedingt sehr leistungsfähig, mit spezieller Betonung des positiven Einflusses auf die Gewässerhygiene.

Insbesondere in Fällen, in denen aus Immissionssicht erhöhte Anforderungen zu stellen sind, kommen die Vorzüge des Verfahrens zur Geltung. In Mischsystemen können flankierend Retentionsbodenfilter als Regenentlastungsanlagen eingesetzt werden, die nach den bisherigen Erkenntnissen – die durch Forschung noch zu optimieren sind – ebenfalls eine gewisse Entkeimungswirkung haben. Entsprechende Arbeiten wurden am FG SWW soeben abgeschlossen (Waldhoff 2008).

#### **4.5 Förderung durch die Politik**

Bei allen neuen, an sich wünschenswerten Technologien ist es Aufgabe einer verantwortungsvollen, auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Politik, die Markteinführung mit Augenmaß zu fördern.

Eine durch politische Maßnahmen beförderte Markteinführung beschleunigt dabei sicher die Verschiebung hin zu niedrigeren Preisen, wodurch ein Kreislauf in der gewünschten Richtung in Bewegung gesetzt werden kann.

#### **4.6 Mitberücksichtigung von Maßnahmen im Netz, z.B. gegen Fremdwasser**

Fremdwasser infolge undichter Kanäle ist eine Gewässerbelastung. Daher muss es Ziel sein, durch Inspektion und die sich aufgrund der Schadensbilder ergebenden Kenntnisse die Sanierung des Kanalnetzes voranzutreiben.

Bei den Erwägungen über den Mitteleinsatz und die Prioritätenfestlegung ist mit Bezug auf die Membrantechnik festzuhalten, dass das Membranbelebungsverfahren „empfindlich“ gegenüber hohen Wassermengen, jedoch sehr „tolerant“ bezüglich hoher biologischer Belastung ist.

Dies bedeutet, dass Konstellationen wie das Erfordernis eines Ausbaus einer bestehenden Abwasserbehandlungsanlage auf höhere Wassermengen und eine Sanierung des Netzes mitsamt der damit verbundenen Reduzierung der zu behandelnden Wassermenge oder eine gleich bleibenden Wassermenge bei Kanalsanierung unter gleichzeitigem Neuanschluss von Gebieten eine Koordination der Maßnahmen erfordert.

Dabei kann es durchaus Konstellationen geben, bei denen sich aus den – sowieso zu tätigen – Investitionen zur Senkung der Abwassermenge Einflüsse auf die Art eines erforderlichen Anlagenausbaus ergeben, die den Einsatz der Membrantechnik vorteilhaft erscheinen lassen. Aufwendungen im Kanalbereich können also die Betrachtungslage bei der Abwasserbehandlung bis hin zur Verfahrenswahl maßgeblich beeinflussen. Maßnahmen im Kanal und an der Abwasserreinigungsanlage sind also stets gemeinsam zu betrachten.

## 4.7 Technische Verbesserungen

Wie bereits gesagt, besteht im Zusammenhang mit dem Membranbelebungsverfahren noch erheblicher Forschungsbedarf. Dass es nicht zukunftsfähig ist, Forschungsanträge einer mehrjährigen Begutachtung zu unterwerfen, sollte sich eigentlich von selbst verstehen, ist aber leider in manchen Bereichen Praxis.

Dass es wesentlich für Innovationen ist, selbst in einem Klima von unbedingter Verbundforschungsgläubigkeit auch pfiffige Einzelanträge zu fördern, ist ebenso wahr wie banal wie selten beobachtet.

## 4.8 Ertüchtigung von Anlagen

In Deutschland mit seinen etwa 10.000 Anlagen ist die wesentliche Neubautätigkeit abgeschlossen. Der Schwerpunkt wird sich immer mehr auf die Ertüchtigung von bestehenden Anlagen verschieben. Schier (2003) und Brepols et al. (2008), um nur einige Beispiele zu nennen, haben eindringlich auf die sich hieraus für die Membrantechnik ergebenden speziellen Vorteile hingewiesen.

Besonders in einer Konstellation, die sich auszeichnet durch das Zusammentreffen einer oder mehrerer Randbedingungen wie

- zu kleines Belebungsbecken (mangelnde Nährstoffelimination),
- zu kleines Nachklärbeckenvolumen (Schlammabtrieb),
- falsche Nachklärbeckendimensionierung (was einen Abriß und Neubau erfordert),
- mangelnde Mehrstraßigkeit (z.B. nur eine Straße in Belebung und Nachklärung),
- Nichteinhaltung bestehender Anforderungen,
- Erhöhung der Anforderungen,
- Baulich guter Zustand aller Baukörper

ist eine Prüfung erforderlich, ob hier nicht mit der Membrantechnik ein sinnvolles Sanierungskonzept entworfen werden kann, das auch preislich mit den konventionellen Szenarien mithalten kann. Dass dies bei manchen

Konstellationen noch nicht, bei anderen aber bereits heute möglich ist, wurde in Schier (2003) und Brepols et al. (2008) erläutert.

#### 4.9 Dezentrale Systeme

Bei kleinen Abwasserbehandlungsanlagen und Kleinkläranlagen sind MBA wegen des Ersatzes der Nachklärung (die bei kleinen Anlagen mit seltener Wartung stets durchaus problematisch und eher unsicher ist) durch eine echte Barriere gegen Schlammabtrieb und damit deutlich besserer Reinigungswirkung eine exzellente Alternative zu konventioneller Technik.

Diese ist auch bitter nötig. Nach Dorgeloh und Defrain (2006) waren beispielsweise die 120.00 Kleinkläranlagen in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2004 für 0,5% der entlasteten Abwassermenge, jedoch für 3,0% der ins Gewässer abgegebenen TOC-Fracht verantwortlich: ein Faktor von 6!

Nun werden MBA oft als komplizierte und hochtechnisierte Systeme angesehen, die daher für einen dezentralen, durch kleine Anlagengröße und sparsame Wartung etc. gekennzeichneten Einsatzfall wenig geeignet seien. Dass dies unzutreffend ist, hat Frechen (2007) bereits ausführlich erläutert. Auch die bisher einzige kommunale österreichische MBA in St. Peter ob Judenburg ist keine rund um die Uhr besetzte Großanlage, sondern mit 1.500 EW eine kleine Anlage mit eher geringem Wartungsaufwand.

Richtige biologische und hydraulische Bemessung und richtiges Prozess- und Anlagendesign sowie entsprechende Auslegung der eingesetzten Aggregate auf die besonderen Bedingungen, die bei wenig Wartung bzw. großen Wartungs/Besuchs-Intervallen gegeben sind, können also durchaus zu einer MBA führen, die betriebssicher und prozessstabil arbeitet.

Nun denkt man beim Stichwort „Dezentralisierung“ meist unwillkürlich nur an die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. Dies ist aber tatsächlich viel zu kurz gegriffen. Einen Bedarf an dezentralen Systemen zur Abwasserbehandlung – mit dementsprechend vorteilhaften Einsatzmöglichkeiten für MBA – gibt es an sehr viel mehr Stellen:

- im ländlichen Raum (natürlich auch),
- auf Schiffen,
- auf Berghütten,
- in Hochhäusern,
- in Städten ohne Kanalisation,

und noch in manchen weiteren Situationen. Das MBV stellt hier zwar nicht immer die preiswerteste, aber eine extrem leistungsfähige und in manchen Fällen (Schiffskläranlagen!) einzige Lösung dar. Eine faszinierende Perspektive: Ein Verfahren für Aussiedlerhöfe in entlegenen Regionen und für Hochhäuser in den (stets und oft unkontrolliert wachsenden) Megacities!

#### **4.10 Wasserwiederverwendung**

Das konsequente Weiterdenken in der globalen Wasserwirtschaft führt zwangsläufig zur Wasserwiederverwendung und zur Wasserwiedernutzung – water reuse and water reclamation.

Es ist evident, dass in diesem Zusammenhang der Membrantechnologie eine Schlüsselrolle zukommt. An dieser Stelle mag der Verweis auf die entsprechenden Aktivitäten weltweit, insbesondere in der IWA in den entsprechenden Specialist Groups, diesem Thema gewidmeten Konferenzen und die vielfältige Literatur genügen.

#### **4.11 Klimawandel – Auswirkungen auf die Anforderungen an die Abwasserreinigung**

Aufgrund prognostizierter längerer Trockenperioden wird die Frage der Abwasserwiederverwendung wegen des Nutzungskonflikts um die vorhandenen Ressourcen (Trinkwasserversorgung gegenüber landwirtschaftlicher Bewässerung) und damit einhergehend die Frage der dafür erforderlichen Abwasserqualität und z.B. des vermehrten Einsatz der Membrantechnik immer drängender werden (Meuleman et al. 2008).



## 5 Fazit

Die Membrantechnologie stellt im Bereich der biologischen Abwasserbehandlung einen Paradigmenwechsel dar und beseitigt etliche Schwachpunkte der Schwerkrafttrennung wie auch des Rückhalts infolge Sessilität. Sie wird daher zu Recht als Schlüsseltechnologie angesehen.

Allerdings hat diese Technik – derzeit (noch?) – ihren Preis, und es ist klar, dass der Bürger einer zwar technisch eleganten und anspruchsvollen, aber im Vergleich teureren Lösung keinen Geschmack abgewinnen kann.

Dennoch sind an manchen Stellen bereits heute Fallkonstellationen hinsichtlich Einsatz und Anforderungen gegeben, die den Einsatz wirtschaftlich erscheinen lassen.

Sinkende Membranersatzkosten einerseits und eine Optimierung des Verfahrens durch entsprechende Forschungsarbeiten der Universitäten und Firmen können ihren Beitrag dazu leisten, dass die Situation, insbesondere die Kostenseite, sich zunehmend verbessert.

Es muss gemeinsame Anstrengung aller Beteiligten sein, diese Technik so weiterzuentwickeln, dass sie, auch ohne in den Ruch eines Dauer-subsventionstatbestandes zu kommen, am Markt konkurrenzfähig wird. In einzelnen Fällen ist sie das bereits heute. Zukünftig, so ist anzunehmen, wird sich diese Situation noch verbessern.

Besondere Aussichten bestehen für Deutschland im Bereich der Anlagenertüchtigung, da hier, siehe Schier (2003), Brepols et al. (2008), bereits heute in speziellen Fällen Kostengleichheit gegeben sein kann. Da der deutsche Abwasserbehandlungsmarkt von Ertüchtigungsmaßnahmen geprägt sein wird, sind die Marktchancen gerade in diesem Anwendungsfall als sehr gut zu bezeichnen. Insoweit erstaunt es in der Tat, dass die bisherigen (zumeist allerdings mit erheblichen Zuschüssen gebauten) Anlagen allesamt Neuanlagen sind.

In den nächsten Jahren wird in Deutschland und allgemein in den Ländern der Ersten Welt der „Ertüchtigungsmarkt“ die Triebfeder des weiteren Einzuges der Membrantechnik in die Abwasserbehandlung sein. Weltweit betrachtet, ergeben sich noch weitere Felder, wie oben aufgezeigt.

## 6 Literatur

AMEDEUS (2007)

*Towards standardisation of MBR technology?* EU-Projekt AMEDEUS, Herausgeber W. de Wilde, B. Lesjean, A. Tazi-Pain, ISBN 978-3-9811684-1-9

ATV-DVWK (2000)

Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131. *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, ISBN 3-933707-41-2

ATV-DVWK (2003)

Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198. *Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen*. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, ISBN 3-924063-48-6

Brepols, Chr.; Dorgeloh, E.; Frechen, F.-B.; Fuchs, W.; Haider, St.; Joss, A.; de Korte, K.; Ruiken, Chr.; Schier, W.; van der Roest, H.; Wett, M.; Wozniak, Th. (2008)

*Upgrading and Retrofitting of Wastewater Treatment Plants by Means of Membrane Bioreactor (MBR) Technology*. Desalination Journal, Elsevier B.V., Vol. 231, pp 20-26

CEN (2008)

CEN/WS/34. *CWA 15897 - Submerged Membrane Bioreactor (MBR) Technology*.

Date of document 2008-11-20. See

<http://www.cen.eu/cenorm/businessdomains/technicalcommitteesworkshops/workshops/ws34+-+mbr.asp>

Dorgeloh, E., Defrain, M. (2006)

*Einsatz der Membranfiltration in Kleinkläranlagen*. DWA-Membrantage, Kassel, 2006.

DWA (2009)

Merkblatt „*Membranbelebungsanlagen*“ (Entwurf des Fachausschusses KA-7  
“*Membranbelebungsanlagen*“)

Frechen, F.-B. (2007)

*Is Decentralization Low-tech or High-tech?* In: „*Water Supply and Sanitation for All*“, S. 281 bis 292. Hrsg. Hans G. Huber, Prof. Dr. Peter Wilderer, Dr. Stefania Paris. ISBN 13978-1-84339-514-0, ISSN 1476-1785

Frechen, F.-B. (2008)

*Das Membranbelebungsverfahren in der kommunalen Abwasserreinigung*. DWA/DVGW Membrantage 2008, Kassel

Luther, J. (2001)

*Photovoltaik – Strom aus Sonnenenergie, (Solares Bauen)*. Technologie und Markt, Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme (ISE)

Meuleman, A.F.M.; Cirkel, G.; Zwolsman G.J.J. (2008)

*When climate change is a fact! Adaptive strategies for drinking water production in a changing natural environment*. IWA World Water Congress 2008 Vienna

Schier, W. (2003)

*Ein exemplarischer Ansatz zur Einbindung neuer Bemessungswege und neuer Reinigungstechnologien bei der Ertüchtigung von Kläranlagen.* Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • ABFALL der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Band 22, kassel university press, ISBN 3-89958-039-7

Schier, W.; Frechen, F.-B.; Fischer, St. (2009)

*Efficiency of Mechanical Pre-Treatment on European MBR plants.* Desalination Journal, Elsevier B.V., Vol. 236, pp 85-93

Waldhoff, A. (2008)

*Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF).* Dissertation., Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 30, kassel university press, ISBN 978-3-89958-606-0

Wedi, D. (2005)

*Energiebedarf und Wirtschaftlichkeit des Membranbelebungsverfahrens.* DWA/DVGW Membrantage 2005, Osnabrück

Wett, M. (2005)

*Foulingverhalten des Membranbelebungsverfahrens und Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit.* Dissertation., Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 26, kassel university press, ISBN 3-89958-160-1

Korrespondenz an:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Franz-Bernd Frechen  
Dr.-Ing. Wernfried Schier

Universität Kassel  
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW)  
Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel

Tel Frechen: +49 561/804-2795

Tel Schier: +49 561/804-3817

Telefax: +49 561/804-3642

Mail: frechen@uni-kassel.de, wernfried.schier@uni-kassel.de

## Oxidationsverfahren in der Abwasserreinigung

N. Kreuzinger, H. Schaar

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

**Abstract:** Im Lauf der Geschichte musste sich die Abwasserreinigung immer neuen Herausforderungen stellen und darauf reagieren. Nachdem die großen Probleme der 1980er und '90er in Gewässern (Saprobie und Trophie) auf Grund der sich fortlaufend verbessernden Abwasserreinigung beseitigt waren, traten vermehrt Stoffe in den Blickwinkel wissenschaftlichen Interesses, die im Gewässer nur in sehr geringen Konzentrationen ( $\mu\text{g/l}$  bzw.  $\text{ng/l}$ ) vorkommen. Dabei handelt es sich meist um Stoffe anthropogenen Ursprungs, wie Pharmazeutika, hormonell wirksame Substanzen, sowie Kosmetika und Haushaltschemikalien, die in unserem täglichen Leben vorkommen und unter dem Begriff Mikroschadstoffe zusammengefasst werden können. Da das gereinigte Abwasser einen wesentlichen Eintragspfad für Mikroschadstoffe in die Gewässer darstellt, wurden maßgebliche Prozesse zur Entfernung dieser Stoffe in der Abwasserreinigung untersucht. Da jedoch selbst bei Anlagenbetrieb nach dem Stand der Technik nicht alle Mikroschadstoffe entfernt werden können, gilt es weitere Reinigungsverfahren zu untersuchen. Die Oxidation von nach dem Stand der Technik gereinigtem Abwasser mittels Ozon erwies sich in zahlreichen Laborversuchen als vielversprechend. Um die großtechnische Implementierung einer Ozonungsstufe zu untersuchen, wurde eine Pilotanlage auf einer kommunalen Kläranlage errichtet. Neben dem Potential der Ozonierung für die Entfernung von Mikroschadstoffen wurden weitere Problembereiche, wie hygienische Aspekte und die Eigenfärbung des Kläranlagenablaufs untersucht. Erste Ergebnisse einer Messkampagne bei einem Ozoneintrag von  $7,5 \text{ mg/l}$  (spezifische Ozonzehrung  $0,9$  bis  $1 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}_0$ ) sind erfolgversprechend. Bei den Mikroschadstoffen wurden viele der analysierten Parameter bis unter die Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze entfernt. Die desinfizierende Wirkung des Ozons zeigte sich in einem Rückgang der Keimzahlen für heterotrophe Bakterien, Gesamtcoliforme und *E. coli*. Die Färbung des huminstoffgefärbten Kläranlagenablaufs ( $\text{SAK}_{436}$ ) konnte um 50 bis 60% reduziert werden.

**Key Words:** Ozonierung, AOP, Abwasserreinigung, Spurenschadstoffe

## 1 Einleitung

Der gesellschaftliche und gesetzliche Auftrag an die Abwasserreinigung besteht in der Entfernung von durch den Menschen verursachten Verunreinigungen im gebrauchten Wasser vor der Rückgabe desselben an die Natur, sodass es zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung der Gewässer kommt und diese somit einen guten Zustand aufweisen. Wesen der Beeinträchtigung sowie die Definition des guten Zustandes sind mit dem Kenntnisstand in der Gewässerökologie gekoppelt und entwickeln sich permanent weiter, was auch in den daraus resultierenden gesetzlichen Anforderungen sichtbar wird. Waren die Anforderungen anfangs die Entfernung von sauerstoffzehrenden Verbindungen (BSB) zur Reduktion der Saprobie in den empfangenden Gewässern und danach die Entfernung von Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor) zur Reduktion der Trophie in Gewässern, so gelangen gegenwärtig organische Reststoffe in den Fokus der gewässerökologischen Betrachtungen und somit auch der Abwasserreinigung (Heberer, 2002a; Kümmerer, 2001; Sattelberger, 1999; Scharf et al., 2002; Ternes, 1998). Zusätzlich zu den gewässerökologischen Aspekten finden auch humantoxikologische Betrachtungen vermehrt ihren Niederschlag bei der Betrachtung dieser Substanzen. Die Ursache dafür liegt einerseits im vermehrten Wissensstand um die Bedeutung dieser Substanzen aber auch darin, dass infolge der Siedlungsstrukturen und Bevölkerungsentwicklung das Schließen des „Urban Water Cycles“, des Kreislaufs der menschlichen Wassernutzung, kleinräumiger und zeitlich verkürzt erfolgt, indem das abgeleitete gereinigte Abwasser von Unterliegern wieder für eine Trinkwasserversorgung herangezogen wird. Trotz eines „Multi Barrier Approaches“, dem Einsatz von mehreren technischen und natürlichen Barrieren zwischen Abwasser und Trinkwasser können dadurch in der Abwasserreinigung nicht entfernte Substanzen in den Trinkwasserkreislauf eingeschleust werden (Heberer, 2002b).

Bei den Substanzen, die hier thematisiert werden, stehen nicht, wie in vergangener Zeit, deren Sauerstoffverbrauch für einen biologischen Abbau im Gewässer im Mittelpunkt der Problembetrachtung, sondern deren Wirkung auf Gewässerorganismen und den Menschen. Sie kommen im Abwasser und im Gewässer in sehr geringen Konzentrationen im Bereich von  $\mu\text{g/l}$  ( $1 \text{ mg/l} = 1000 \mu\text{g/l}$ ) oder gar  $\text{ng/l}$  ( $1 \mu\text{g/l} = 1000 \text{ ng/l}$ ) vor und können in diesem Konzentrationsbereich dennoch unerwünschte Wirkungen aufweisen. Als

Beispiel seien hier die Sexualhormone genannt, die im Gewässer im unteren ng/l Bereich dazu führen können, dass männliche Fische das in weiblichen Fischen typische Eidotterprotein Vitellogenin ausbilden. Die menschlichen weiblichen Sexualhormone, aber auch die synthetischen Hormone, die zur Empfängnisverhütung eingesetzt werden, vermögen diese Eidotterproteinbildung einzuleiten. Aber auch Industriechemikalien, wie etwa Bisphenol-A oder Nonylphenole weisen eine vergleichbare Wirkung auf. Die Thematik bzw. Problematik dieser in geringen Konzentrationen wirksamen und deshalb als Mikroschadstoffe bezeichneten Substanzen, konnte natürlich erst erkannt werden, als die großen Probleme der 1980er und 90er (Saprobie und Trophie) auf Grund der erfolgreichen Abwasserreinigung soweit beseitigt waren, dass die nunmehr thematisierten Effekte nicht mehr überdeckt wurden.

Neben den hormonell wirksamen Substanzen zählen auch pharmazeutisch wirksame Substanzen, Industriechemikalien sowie chemische Verbindungen zu den Mikroschadstoffen, die in allen möglichen Haushaltchemikalien enthalten sind – von Hygieneprodukten (Zahnpasta, Duschgel, Haarwaschmittel, ...) bis zu Haushaltsreinigern oder Kleidungsstücken (Imprägnierungsmittel, Flammschutzmittel, ...).

Diese Entwicklung und Erkenntnis über die Bedeutung der Mikroschadstoffe wurde bereits gesetzlich in der EU-Wasserrahmenrichtlinie und deren nationaler Umsetzung im Wasserrechtsgesetz berücksichtigt, wo für ausgewählte organische Spurenschadstoffe Umweltqualitätsziele in den Gewässern festgelegt wurden.

## **2 Verhalten von Mikroschadstoffen bei der Abwasserreinigung**

Einen wesentlichen – jedoch nicht den einzigen – Eintragspfad für organische Spurenschadstoffe in die Gewässer stellt das (gereinigte) Abwasser dar. Trotz guter biologischer Reinigung sind zahlreiche dieser Verbindungen auch in nach dem Stand der Technik bemessenen und betriebenen Kläranlagen nicht oder nicht völlig entfernbar, obwohl speziell die Sexualhormone auf derartigen modernen Kläranlagen in der Regel sehr gut entfernt werden (Arcem, 2003).

Vereinfacht sind die möglichen Entfernungspfade für diese Stoffe:

- Strippung  
Flüchtige Verbindungen können über die Belüftung aus der flüssigen Abwasserphase entfernt werden. Dieser Weg ist eher ein theoretischer und spielt in der Praxis bei den vorherrschenden Temperaturen, Drücken und pH-Werten sowie eingetragenen Luftmengen kaum eine Rolle.
- Biologischer Abbau  
Hier unterscheidet man zwischen einem gerichteten Abbau, bei dem über die Bereitstellung eines geeigneten Enzymsatzes eine Substanz für die Energiegewinnung oder für den Zellaufbau gezielt abgebaut wird, und einem Co-Metabolismus. Beim Co-Metabolismus wird die Substanz gleichzeitig mit einer anderen Substanz, für die das Enzymsystem vorhanden ist, abgebaut, fehlt dieses Hauptsubstrat, ist die Substanz jedoch nicht verwertbar.
- Adsorption an die Schlammmatrix  
Zahlreiche Verbindungen können sich auf Grund Ihrer Oberflächeneigenschaften an die Schlammflocken des Primärschlammes und Belebtschlammes anlagern. Selbst wenn sie nicht biologisch abbaubar sind, können diese Substanzen über die Anlagerung an den Schlamm und anschließender Entfernung des Schlammes aus dem System entfernt werden.

Die Hauptursachen dafür, dass zahlreiche der Spurenschadstoffe auf Kläranlagen nicht oder nur unzureichend entfernt werden, sind, dass sie:

- biologisch nicht abbaubar sind:
  - Auf Grund ihrer chemischen Struktur
  - Die Substratkonzentration zu gering für einen zielgerichteten Abbau ist
  - Kein Co-Substrat für den Abbau vorhanden ist
- nicht adsorbieren
  - Gut wasserlöslich sind
  - Aufgrund ihrer Oberflächenladung

Meistens ist es eine Kombination der genannten Gründe und Ursachen.

### **3 Oxidationsverfahren zum weitergehenden Abbau biologisch gereinigter Abwässer**

Die zahlreichen in der Praxis anzutreffenden verfahrenstechnischen Varianten der Abwasserreinigung stellen im Wesentlichen (mehr oder weniger erfolgreiche bzw. sinnvolle) Varianten zur Optimierung von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung unter Berücksichtigung ökonomischer Aspekte wie Flächenbedarf, Betriebsmittel oder Ressourceneinsatz dar. All diese Varianten sind jedoch nicht dezidiert für die Entfernung von Spurenschadstoffen ausgelegt, auch wenn diese in einem gewissen und variablen Umfang entfernt werden. Ein erster Schritt zur technischen Berücksichtigung der Entfernung von Spurenschadstoffen ist, das Potential bzw. das Vermögen und die Grenzen bestehender Technologien systematisch zu untersuchen. Basierend auf diesen Erkenntnissen und der Feststellung von Schwachpunkten der etablierten Techniken müssen in weiterer Folge neue Technologien getestet werden, die spezifisch für den gezielten Abbau der Spurenschadstoffe konzipiert sind.

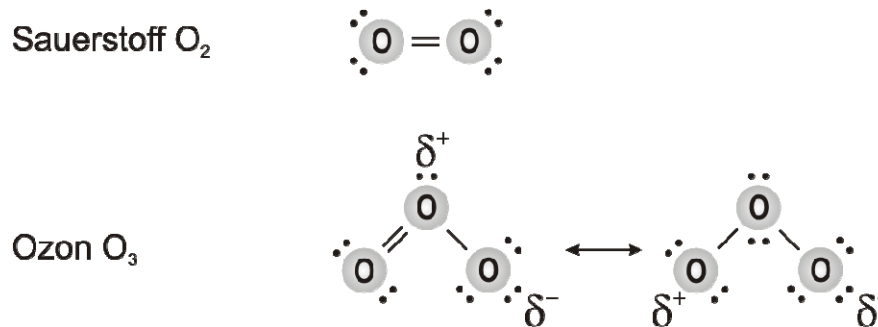
Eine Technologie, die sich in zahlreichen Labor- und einigen Pilotversuchen international als vielversprechend herausgestellt hat, ist die zusätzliche chemische Oxidation des biologisch nach dem Stand der Technik gereinigten Abwassers durch den Einsatz von Ozon als nachgeschaltete Reinigungsstufe sowohl im kommunalen als auch industriellen Bereich (Bahr et al., 2007; Huber et al., 2005; Kaindl, 2008; Poseidon, 2004; Schumacher, 2006; Ternes et al., 2003). Der wesentlichste Grund dafür, dass die Ozonung als Nachreinigungsstufe eingesetzt wird, ist, dass nur die biologisch bzw. adsorptiv nicht entfernten Verbindungen das Ziel der chemischen Oxidation darstellen. Die biologisch abbaubaren Stoffe sind bereits entfernt (biologisch oxidiert) und verbrauchen deshalb kein unter Einsatz von Betriebsmitteln (Sauerstoff) und Energie vor Ort hergestelltes chemisches Oxidationsmittel (Ozon).

#### **3.1 Ozon - Eigenschaften**

Ozon ist wie das in der Belüftung von Kläranlagen als Bestandteil der Luft eingetragene Sauerstoffmolekül  $O_2$  ein ausschließlich aus Sauerstoffatomen



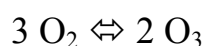
aufgebautes bipolares Molekül, allerdings mit der Summenformel  $O_3$  (siehe Abbildung 1). Es entsteht als instabile Modifikation des Sauerstoffs bei der Zufuhr hoher Energien.



**Abbildung 1:** Sauerstoff ( $O_2$ ) und Ozon ( $O_3$ )  
Elektronen des p-Orbitals als Punkte bzw. Bindungen

Ozon stellt ein starkes Oxidationsmittel dar und ist bei Standardbedingungen ( $20^\circ C$  und 1 bar Druck) gasförmig. Es ist ein stechend riechendes, giftiges Gas mit einer Geruchsschwelle von bereits  $40 \mu g/m^3$ . Der MAK Wert (Maximale Arbeitsplatz-Konzentration) liegt bei  $0,2 mg/m^3$ , weshalb Ozon bereits gerochen werden kann, bevor der MAK erreicht ist.

Als starkes Oxidationsmittel ist es stark brandfördernd. Es ist schwerer als Luft und weist wegen seiner hohen Reaktivität eine kurze Lebensdauer auf. Es zerfällt spontan zum Sauerstoffmolekül  $O_2$ .



Die Angabe einer Wasserlöslichkeit von Ozon ist etwas kompliziert, da die Löslichkeit von einer Reihe von Effekten beeinflusst wird, welche die Stabilität des Ozons in der Lösung und damit die Löslichkeit beeinflussen, weshalb die Angabe von Löslichkeiten, wie etwa beim Sauerstoff, nur bedingt sinnvoll ist. Bei der technischen Anwendung hängt die Löslichkeit / Stabilität von Ozon im Wasser etwa von folgenden Faktoren ab:

- Ozon-Partialdruck - Ozonkonzentration im Feed-gas (Menge an im Ozongenerator produziertem Ozon)
- Druck (höherer Druck = höhere Löslichkeit)
- Wassertemperatur (niedrigere Temperatur = höhere Löslichkeit)

- pH-Wert (niedrigerer pH-Wert = bessere Stabilität = höhere Löslichkeit)
- Gehalt an organischen Verbindungen und Scavengern (geringe Konzentrationen = höhere Stabilität = höhere Löslichkeit)

Richtwerte für die Halbwertszeiten in Wasser bei pH 7 sind in Tabelle 1 dargestellt. Grundsätzlich gelten für die Angabe von Halbwertszeiten dieselben Überlegungen wie für die Löslichkeiten. So liegt die Halbwertszeit bei 20°C und pH 10 im Bereich von einer Minute bei pH 7 jedoch im Bereich von 20 Minuten.

**Tabelle 1:** Richtwerte für Halbwertszeiten von Ozon in destilliertem Wasser bei pH 7

Temperatur (°C)	Halbwertszeit (min)
15	30
20	20
25	15
30	12
35	8

### 3.2 Ozonreaktionen

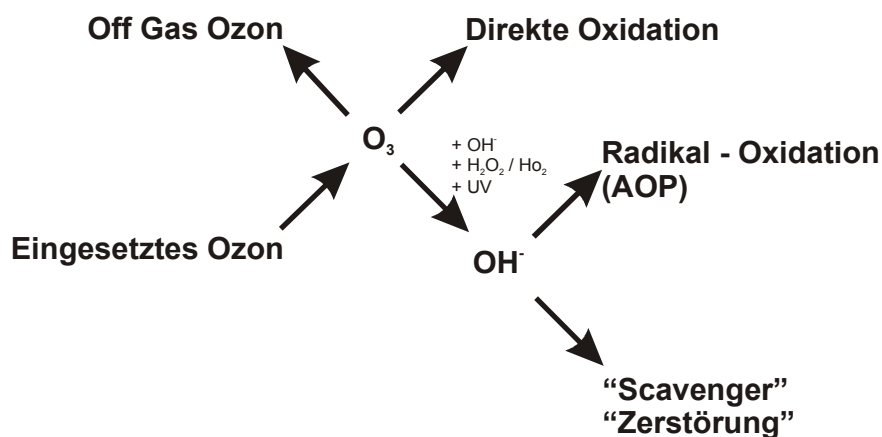
Der Einsatz von Ozon als starkes chemisches Oxidationsmittel führt zum Verbrauch desselben unter gleichzeitiger Oxidation der angegriffenen Abwasserinhaltsstoffe. Es kann eine partielle Oxidation der organischen Verbindung oder eine vollständige Oxidation erfolgen. Bei der vollständigen Oxidation erfolgt die Abspaltung von CO<sub>2</sub>. Davon abhängig werden bei Anwendung einer konventionellen Abwasseranalytik die in Tabelle 2 dargestellten Reaktionen beobachtet.

Auf Grund seines hohen Oxidationspotentials oxidiert Ozon nicht nur organische Substanzen, sondern auch anorganische Verbindungen und Elemente in höhere Oxidationsstufen.

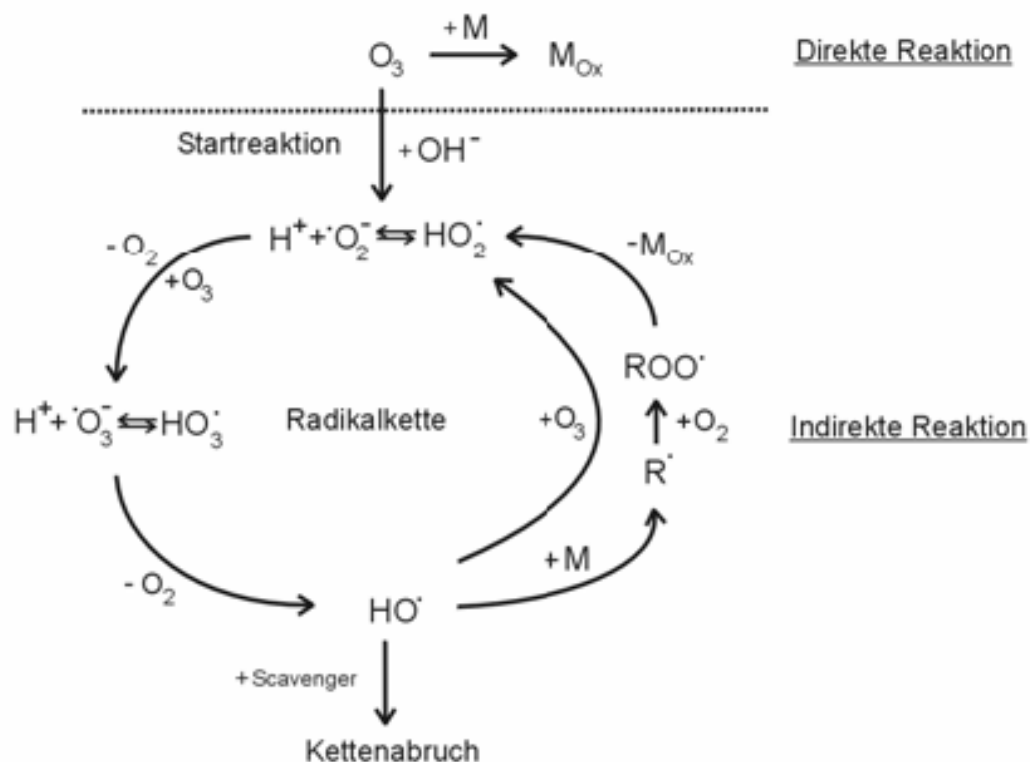
**Tabelle 2:** Ausgewählte Beispiele für Möglichkeiten der Veränderung klassisch chemischer Abwasseranalytik nach Ozonung  
( $\Leftrightarrow$  gleichbleibend;  $\Uparrow$  Ansteigend;  $\Downarrow$  Abnehmend)

		DOC	CSB	BSB	CSB/BSB
Teilweise Oxidation	Erhöhung Oxidationszahl	$\Leftrightarrow$	$\Downarrow$	$\Leftrightarrow$	$\Uparrow$
Teilweise Oxidation	Molekülspaltung	$\Leftrightarrow$	$\Leftrightarrow$	$\Uparrow$	$\Downarrow$
Vollständige Oxidation	Abspaltung von $\text{CO}_2$	$\Downarrow$	$\Downarrow$	$\Downarrow \Leftrightarrow$	$\Leftrightarrow$

Die Reaktion von Ozon mit organischen Substanzen ist generell sehr komplex. Es wird eine direkte Reaktion und eine erweiterte Reaktion nach Bildung von Hydroxyl-Radikalen ( $\text{OH}\cdot$ ) beobachtet. Radikalfänger (Scavenger) vermindern die Reaktivität durch Entfernung bzw. Zerstörung gebildeter Radikale. Grundsätzlich können immer beide Reaktionen (direkte  $\text{O}_3$  und indirekte  $\text{OH}\cdot$  Reaktionen) erfolgen. Jedoch wird abhängig von den Umweltbedingungen eine der beiden Reaktionen überwiegen. Diese Einflussfaktoren sind etwa: Temperatur, pH-Wert und chemische Wassermatrix. Bei niedrigen Temperaturen, DOC-Werten und im neutralen pH-Bereich überwiegt die direkte Ozonreaktion. Abbildung 2 stellt die möglichen Ozonströme bei technischer Anwendung zusammenfassend dar, Abbildung 3 im Detail die Radikalbildung und Reaktion abseits der direkten  $\text{O}_3$ -Oxidation.



**Abbildung 2:** Schema der Ozonströme in der technischen Anwendung



**Abbildung 3:** Darstellung der direkten und indirekten Ozonreaktionen (nach Stählin 1985)

Die Ozonreaktionen (direkte und indirekte) können als Reaktionen zweiter Ordnung betrachtet werden:

$$d[S] / dt = k [S] [O_3]$$

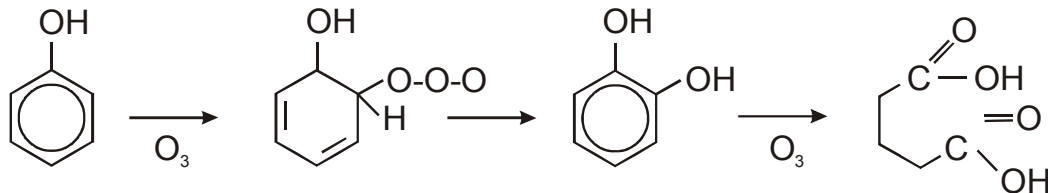
$k$  = Reaktionskonstante (Geschwindigkeitskonstante)  
 $S$  = Substratkonzentration  
 $O_3$  = Ozon Konzentration

Die Reaktionsgeschwindigkeit der Hydroxyl-Radikale ( $OH^\bullet$ ) ist mit einer stoffabhängigen Reaktionskonstanten zwischen  $10^8$  und  $10^{10} \text{ L mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$  wesentlich höher, als die des Ozons ( $O_3$ ), welches Reaktionskonstanten zwischen 1 and  $10^3 \text{ L mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$  aufweist.

### 3.2.1 Direkte Ozonreaktion

Bei der direkten Ozonreaktion wirkt das Oxidationspotential des  $O_3$ -Moleküls direkt. Es werden vorzugsweise Bindungen mit hoher Elektronendichte, wie gesättigte Doppel- oder Dreifachverbindungen oder aromatische Ringverbindungen (siehe Abbildung 4) angegriffen. Phenolringe reagieren relativ rasch mit Ozon, wogegen Carboxyl- oder Amingruppen zwar ebenfalls,

aber langsamer oxidiert werden. Daraus ergibt sich, dass die direkte Ozonreaktion insofern sehr selektiv und spezifisch abläuft, als eben vorzugsweise diese Bindungstypen angegriffen werden.



**Abbildung 4:** Beispiel einer direkten Ozonreaktion: Spaltung / Linearisierung eines Phenolrings

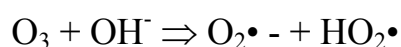
### 3.2.2 Indirekte Ozonreaktion und AOP

Im Gegensatz zur selektiven Ozonreaktion verläuft die indirekte Ozonreaktion über OH-Radikale unspezifischer. Die indirekte Ozonreaktion weist eine komplexe Reaktionschemie auf und besteht aus den Schritten:

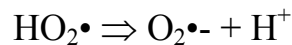
- Initialisation
- Radikalkettenreaktion
- Termination

In Abbildung 3 sind die einzelnen Schritte der indirekten Reaktion, insbesondere die Radikalkettenreaktion schematisch dargestellt. Die indirekten Reaktionen spielen insbesondere bei höheren pH Werten, Temperaturen und höheren DOC-Konzentrationen eine stärkere Rolle. Bedingt und initiiert durch Hydroxid-Ionen (OH<sup>-</sup>) sowie begünstigt durch eine Zugabe von Wasserstoffperoxid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) sowie durch UV Strahlung bilden sich vermehrt kurzlebige OH Radikale (OH•). Diese vermehrte OH• Bildung wird als „Advanced Oxidation Process“ bzw. AOP bezeichnet.

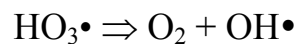
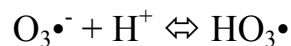
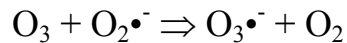
Die erste Phase der AOP-Reaktion stellt einen durch Initiatoren wie OH<sup>-</sup>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oder UV Strahlung beschleunigten vermehrten Ozonzerfall dar. Im Fall von OH<sup>-</sup> als Beispiel:



Dieses Hydroperoxid-Ion steht bei den hier relevanten pH Werten im Gleichgewicht mit dem Superoxid-Ionradikal:

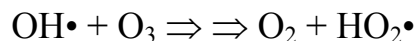


Nun startet eine Radikalbildungskettenreaktion, in deren Verlauf parallel zu einem Ozonverlust OH-Radikale ( $\text{OH}\bullet$ ) gebildet werden:



Die gebildeten  $\text{OH}\bullet$  Radikale reagieren nun mit

- Ozon unter der Bildung von Hydroperoxid, wodurch die Kettenreaktion in die nächste Runde gelangt



- (Organischen) Wasserinhaltsstoffen

Nachteil der  $\text{OH}\bullet$  Radikale ist ihre schnelle Reaktion mit fast allen Bindungstypen, wodurch sie nicht selektiv wirken. Dieser Nachteil wird allerdings vom Vorteil kompensiert, als dadurch auch Verbindungen oxidiert werden, die durch Ozon alleine nicht angegriffen und somit „abgebaut“ werden.

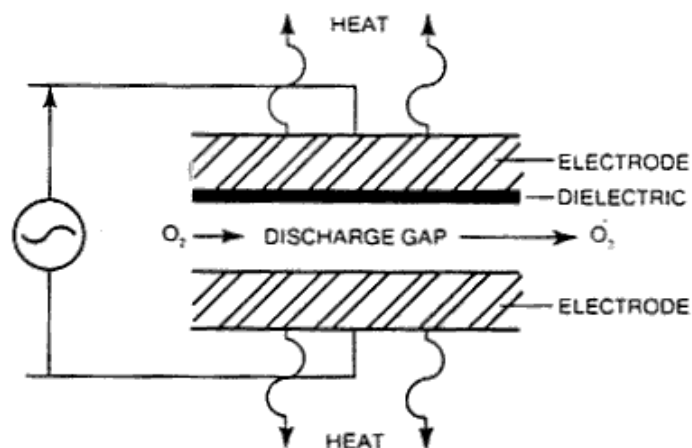
### 3.2.3 Scavenger – Radikalfänger

Obwohl die Oxidation durch  $\text{OH}\bullet$  grundsätzlich schneller erfolgt als die Ozonreaktion, bedeutet dies nicht, dass diese Reaktion deshalb bedeutender ist als die direkte Ozonreaktion. Die Ursache liegt darin, dass die  $\text{OH}\bullet$ -Radikale von Radikalfängern (sogenannten Scavengern) „verbraucht“ werden und somit einerseits der Radikalbildungskettenreaktion entzogen werden und zudem nicht mehr für Oxidationsreaktionen zur Verfügung stehen. Derartige Scavenger können etwa Wasserhärte, Huminstoffe oder auch Orthophosphat sein. In Lösungen mit einem hohen Scavengergehalt sind somit AOP Reaktionen über Hydroxyl-Radikale ( $\text{OH}\bullet$ ) ineffizienter gegenüber direkten Ozonreaktionen. Dies bedeutet wiederum, dass in Abhängigkeit von der Wasserchemie und den Immissionen, ob es sich um Grundwasser, Oberflächen- oder Abwasser handelt, die direkten oder indirekten Ozonreaktionen mit unterschiedlicher Intensität und

Bedeutung ablaufen und deshalb ein sinnvoller Einsatz von AOP (UV;  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) im Anwendungsfall entschieden werden muss.

### 3.3 Ozonerzeugung

Die Ozonerzeugung beruht auf der Zuführung einer hohen Energiemenge zu Sauerstoffatomen  $\text{O}_2$ . Die Doppelbindung der beiden Sauerstoffatome wird durch die Energiezufuhr aufgetrennt und einzelne Sauerstoffatome verbinden sich nun mit Sauerstoffmolekülen zu einem Ozonmolekül  $\text{O}_3$ . Es gibt zwei technisch nutzbare Verfahren zur Ozonherstellung: Die Herstellung durch UV-Generatoren oder durch Corona-Entladung, wobei letztere in Form von Röhrenelektroden der heute verbreitete Typ ist. Dabei wird Ozon direkt aus  $\text{O}_2$  erzeugt, indem durch die hohen elektrischen Ladungen - als Mikroentladungen abgegeben -, ein Teil der stabilen  $\text{O}_2$ -Moleküle, die durch den Spalt strömen, in dem die Entladung überspringt, zu zwei Sauerstoffatomen getrennt werden. Die einzelnen Sauerstoffatome verbinden sich dann mit Sauerstoffmolekülen zum Ozon  $\text{O}_3$ . Die dabei entstehende Temperatur muss über ein Kühlsystem abgeleitet werden. Durch die Wahl der Generatorleistung und der Sauerstoffmenge kann die Ozonproduktion im Generator geregelt werden.



**Abbildung 5:** Prinzipschema der Ozonerzeugung durch stille elektrische Entladung  
([www.lenntech.com](http://www.lenntech.com))

### **3.4 Ozoneintrag**

Auf Grund der kurzen Halbwertszeiten von Ozon und der vielfältigen Reaktionswege desselben kommt dem Ozoneintrag in das Zielmedium eine entscheidende Bedeutung zu. Grundsätzlich wird zwischen Diffusern (wie für den Lufteintrag im Belebungsbecken) und Injektoren unterschieden, die beide Vor- und Nachteile beim Ozoneintrag aufweisen. Im Speziellen muss bei der Wahl des Eintragungssystems unter anderem auf folgende Aspekte Rücksicht genommen werden:

- Energiebedarf für den notwendigen Eintrag
- Zerstörung des Ozons durch das Eintragungssystem selbst
- Größe der Phasenübergangsflächen für den Stofftransfer
- Verhältnis Wasserstrom zu eintragbarer Gasmenge
- Spezifische Kinetik der Eintragungssysteme (zB. Temperatur bei Entspannung)
- Materialbeständigkeit gegenüber Ozon

In Abhängigkeit vom ausgewählten Eintragungssystem, der konzeptionellen Lage des Eintrags und der ausgeprägten Reaktorart (Pfropfenströmung / volldurchmischer Reaktor) kann der Einsatz von zusätzlichen (statischen) Mischern sinnvoll sein.

## **4 Pilotanlage zur Ozonierung von nach dem Stand der Technik gereinigtem Kläranlagenablauf**

### **4.1 Versuchsaufbau**

Die Pilotanlage setzt sich aus der Ozonanlage, der Sauerstoffanlage, einem Kühlaggregat, einem Restozonvernichter, der Reaktoreinheit und fix installierten Messeinrichtungen zusammen. Der Versuchsaufbau (exkl. Sauerstoffanlage) ist in Abbildung 6 dargestellt.



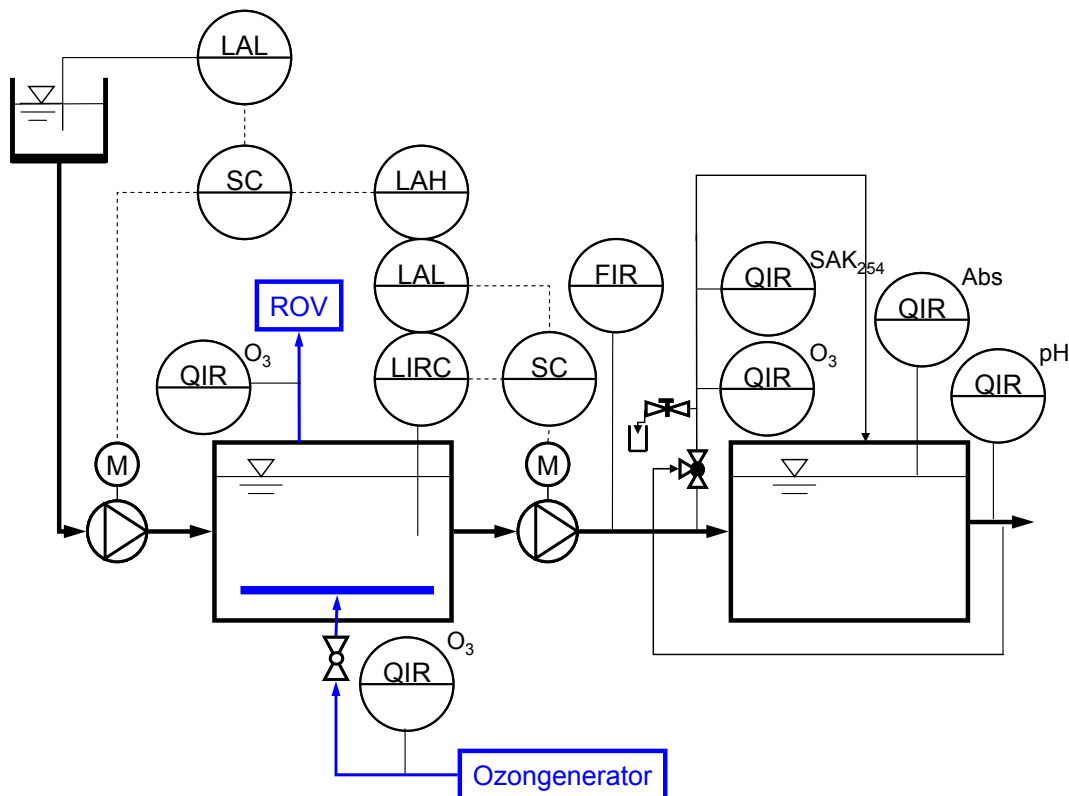


Abbildung 6: Versuchsaufbau der Pilotanlage

FIR	flow indication registration (Durchflussmessung)
LAH	level alarm high
LAL	level alarm low
LIRC	level indication registration control (Füllstandregler)
QIR	quality indication registration (Messinstrument, -sonde); Abs: Spektrometer, O <sub>3</sub> : Ozonsonde, SAK <sub>254</sub> : Messung des spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm, pH: pH-Wert
ROV	Restozonvernichter
SC	frequency control (Frequenzumrichter, FU)

Der Ozongenerator der Fa. Wedeco (SOM 7) hat eine maximale Ozonleistung von 1 kg/h und wird mit Reinsauerstoff betrieben. Die Sauerstoffanlage besteht aus einem vakuumisolierten Speicherbehälter mit einem Füllvolumen von ca. 2.670 m<sup>3</sup> O<sub>2</sub> gasförmig und einem Luftverdampfer.

Die Reaktoreinheit umfasst zwei zylindrische Versuchsbehälter aus Polyurethan (d = h = 2 m). Der Füllstand in den beiden Reaktoren liegt bei 1,6 m, was einem Füllvolumen von jeweils 5 m<sup>3</sup> entspricht. Die Versuchsbehälter werden in Serie betrieben, wobei das Ozon nur in den ersten Reaktor (Ozoneintragsbehälter) eingetragen wird. Der Ozoneintrag erfolgt über zwei getrennt regelbare Plattenbelüfter der Fa. Aquaconsult aus Polyurethan bzw. Silikon. Die

unterschiedlichen Materialien für die Belüfterplatten wurden gewählt, um die Beständigkeit von üblicherweise in der Abwasserreinigung eingesetzten Materialien zu testen. Der Ozoneintragsbehälter wird im Gegenstromprinzip betrieben. Der zweite Behälter fungiert als Reaktions- / Abklingbehälter mit unten liegendem Zulauf und oben liegendem Ablauf.

Der Zulauf zur Versuchsanlage wird aus dem Ablaufgerinne der kommunalen Anlage gepumpt.

Die Ozonkonzentration im Zu- und Abgasstrom des ersten Reaktors wird mittels Ozonmessgerät (BMT 964) bestimmt. Die Messung von gelöstem Ozon erfolgt mittels Ozonsonde (Orbisphere 31330.15). Die Messzelle ist so installiert, dass wahlweise die Ozonkonzentration im Ablauf des ersten oder zweiten Behälters gemessen werden kann. Der pH-Wert (WTW) und das Absorptionsspektrum von 200 bis 750 nm (scan spectrolyser™) im Ablauf der Versuchsanlage werden kontinuierlich aufgezeichnet.

Die Versuchsanlage befindet sich auf einer Kläranlage mit hauptsächlich kommunal geprägtem Zulauf (mittlerer CSB im Zulauf = 670 mg/l).

## 4.2 Versuchseinstellungen

Die erste Intensivmesskampagne wurde bei einem Ozoneintrag ( $O_3$ zu- $O_3$ ab bezogen auf den Abwasserdurchfluss) von 7,5 mg/l durchgeführt. Der Gasvolumenstrom zum Ozoneintragsreaktor betrug 2,5 m<sup>3</sup>/h. Unter Berücksichtigung der gelösten Ozonkonzentrationen in den Versuchsreaktoren und der DOC-Konzentration im Zulauf zur Pilotanlage ( $DOC_0 = 7$  mg/l) ergab sich eine spezifische Ozonzehrung von 0,9-1 mg  $O_3$ /mg  $DOC_0$ .

Die behandelte Abwassermenge betrug 32,5 m<sup>3</sup>/h, was einer hydraulischen Aufenthaltszeit von ca. 18,5 min entspricht.

### 4.3 Erste Ergebnisse der Pilotversuche

In einer ersten Versuchskampagne wurden folgende Auswirkungen einer Ozonierung von Kläranlagenablauf untersucht:

- Abbaupotential einer Ozonierung für organische Mikroschadstoffe
- Ökotoxikologische Effekte durch die Bildung von Nebenprodukten
- Auswirkungen auf die Endokrinologie
- Auswirkungen auf den BSB
- Auswirkung auf den Keimgehalt und Desinfektionswirkung von Ozon
- Entfärbung des Kläranlagenablaufs

In den folgenden Kapiteln werden die Methodik und die Ergebnisse dargestellt, wobei nur auf den Abbau von Mikroschadstoffen, den BSB, die Verminderung der Keimzahlen und die Entfärbung des Kläranlagenablaufs eingegangen wird.

### 4.4 Mikroschadstoffe

In diesem Kapitel wird die Wirkung einer Ozonierung auf die Entfernung der untersuchten Mikroschadstoffe dargestellt.

Die Proben wurden am Umweltbundesamt in Wien analysiert. In Tabelle 3 sind die bis dato analysierten Mikroschadstoffe samt CAS-Nummer und analytischen Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenzen aufgelistet. Ergebnisse für die natürlichen und synthetischen Hormone (Östron,  $17\alpha$ - und  $\beta$ -Östradiol, Östratriol und  $17\alpha$ -Ethinylöstradiol) sind noch ausständig, sie werden daher nicht aufgelistet.

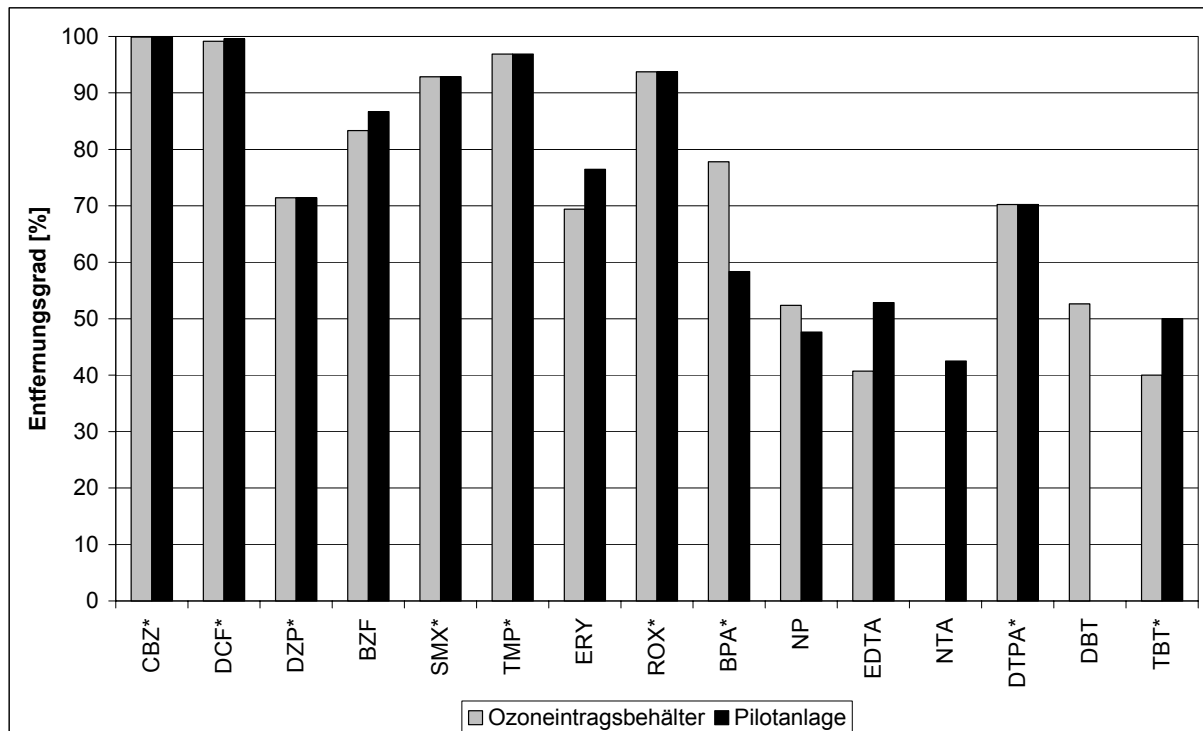
Tabelle 3: Untersuchte Mikroschadstoffe, CAS-Nummer, Bestimmungs- (BG) und Nachweisgrenze (NG)

Substanz	Abk.	CAS-Nr.	BG (ng/L)	NG (ng/L)
Bisphenol-A	BPA	80-05-7	8	15
Nonylphenol	NP	25154-52-3	10	20
Octylphenol	OP	1806-26-4	15	30
Nonylphenol-1-Ethoxylat	NP1EO	-	30	60
Nonylphenol-2-Ethoxylat	NP2EO	-	20	40
Bezafibrat	BZF	41859-67-0	10	20
Carbamazepin	CBZ	298-46-4	1	2
Diazepam	DZP	439-14-5	1	2
Diclofenac	DCF	15307-86-5	10	20
Erythromycin	ERY	114-07-8	10	20
Ibuprofen	IBP	15687-27-1	10	20
Roxithromycin	ROX	80214-83-1	10	20
Sulfamethoxazol	SMX	723-46-6	10	20
Trimethoprim	TMP	738-70-5	10	20
Ethylendiamintetraessigsäure	EDTA	60-00-4	500	1.000
Nitrilotriessigsäure	NTA	139-13-9	500	1.000
Propylendiamintetraessigsäure	1.3 PDTA	1939-36-2	2.500	5.000
Diethyltriaminpentaessigsäure	DTPA	67-43-6	500	1.000
Di-n-butyltin	DBT	1002-53-5	0,1	0,2
Tri-n-butyltin	TBT	56573-85-4	0,1	0,2
Tetra-n-butyltin	n.a.	1461-25-2	0,1	0,2
Di-n-phenyltin	DPT	1135-99-5	0,1	0,2
Tri-n-phenyltin	TPT	668-34-8	0,1	0,2

#### 4.4.1 Ergebnisse

Die Entfernungsraten von Mikroschadstoffen in der Pilotanlage, d. h. im Ozoneintragsbehälter (Reaktor 1) und in der Pilotanlage (Ablauf Reaktor 2) als Prozent Entfernung aus der flüssigen Phase, bezogen auf den Zulauf der Pilotanlage sind in Abbildung 7 dargestellt. Jene Parameter, deren

Analysenwerte im Ablauf eines der Reaktoren die Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenzen unterschritten, sind mit Stern gekennzeichnet. Für diese Parameter wurde die jeweils unterschrittene BG bzw. NG als Messwert herangezogen, um eine Mindestentfernung berechnen zu können.



**Abbildung 7:** Entfernung ausgewählter Mikroschadstoffe im Ozoneintragsbehälter und in der Pilotanlage (Reaktor 1+2). Bei den mit Stern\* gekennzeichneten Parametern wurde aufgrund der niedrigen Konzentration im Ablauf der Versuchsbehälter die BG bzw. NG als Messwert eingesetzt

CBZ und die Antibiotika SMX, TMP und ROX waren im Ablauf des Ozoneintragsbehälters bzw. der Versuchsanlage nicht mehr nachweisbar. Für diese Arzneimittel wurde die Nachweisgrenze als Messwert angesetzt und somit ein Mindestentfernungsgrad von über 90 % berechnet. Die Konzentrationen an DCF waren im Ablauf des Ozoneintragsbehälters unter der BG, im Ablauf der Pilotanlage unter der NG, was in einer Entfernung > 99 % resultierte. Für das Arzneimittel DZP wurde eine Mindestentfernung von 71 % (Analysenwerte < BG) errechnet. Der Lipidsenker BZF wurde in der Pilotanlage zu 87 % (83 % im Ozoneintragsbehälter) entfernt. Für das Antibiotikum ERY wurde eine 69 %-ige Entfernung im Ozoneintragsbehälter und eine Gesamtentfernung von 76 % erreicht. Ibuprofen konnte weder im Zulauf noch im Ablauf der Pilotanlage nachgewiesen werden.

Die Konzentration an BPA im Ablauf der beiden Reaktoren war unter der Nachweis- bzw. unter der Bestimmungsgrenze, weshalb sich eine Mindestentfernung von 78 % für den Ozoneintragsbehälter und 58 % für die Pilotanlage ergaben. OP und NP1EO waren in keiner der Proben nachweisbar. Durch die Verkürzung der Ethoxylatketten von NPnEOs erhöhte sich die Konzentration an NP2EO im Ozoneintragsbehälter um 41 % bzw. um 82 % in der Pilotanlage. Nonylphenol selbst wurde zu 50 % entfernt.

Die Entfernung der Komplexbildner EDTA und NTA lag bei 53 % und 43 %. Die Konzentration an DTPA wurde um 70 %, bis unter die NG, verringert, während 1.3 PDTA in keiner der Proben nachweisbar war.

Was die Organozinnverbindungen betrifft, wurde DBT im Ozoneintragsbehälter zu 53 % entfernt. Im Ablauf der Versuchsanlage waren die Konzentrationen jedoch deutlich höher als im Zulauf. Dieser Anstieg könnte darauf hindeuten, dass DBT, das als Weichmacher in PVC eingesetzt wird, aus den Gasleitungen stammt. Näheres hierzu muss noch untersucht werden. TBT konnte in der Versuchsanlage um 50 % (bis unter die BG) verringert werden. Abgesehen von DPT, das im Zulauf zur Pilotanlage ebenso unter der Bestimmungsgrenze war, konnten die restlichen analysierten Organozinnverbindungen DPT, TPT und Tributylzinn nicht nachgewiesen werden.

#### **4.5 Einfluss der Ozonierung auf den BSB**

Aufgrund der desinfizierenden Wirkung des Ozons stellte sich die Frage, ob die BSB-Bestimmung von der unverdünnten, ozonierten Probe gemacht werden sollte oder ob eine Animpfung durch Verdünnung mit Kläranlagenablauf notwendig ist. Daher wurde zusätzlich zum BSB des unverdünnten Ablaufs der Pilotanlage (O3ab) eine Verdünnung mit Ablauf der Kläranlage (KAab) durchgeführt. Weiters sind Auswirkungen der ozonierten Probe auf die manometrische BSB-Bestimmung, wie sie auf Kläranlagen üblicherweise angewendet wird, nicht auszuschließen. Um etwaige chemische Einflüsse der ozonierten Proben auf die BSB-Messung festzustellen, wurde die biologische Aktivität durch die Zugabe von Formalin unterbunden. Zusätzlich wurde bei zwei mit Formalin versetzten Proben keine Kalilauge zugegeben.

Von den in Tabelle 4 aufgelisteten Proben und Verdünnungen wurde der BSB<sub>5</sub> im Labor der Kläranlage am Versuchsstandort jeweils im Doppelansatz

manometrisch gemessen. Zusätzlich zu den Messungen auf der Kläranlage wurde der BSB<sub>5</sub> des Kläranlagenablaufs und der Pilotanlage am IWAG mittels Verdünnungsmethode bestimmt.

**Tabelle 4:** Probenherkunft und –aufbereitung für die BSB<sub>5</sub>-Bestimmung

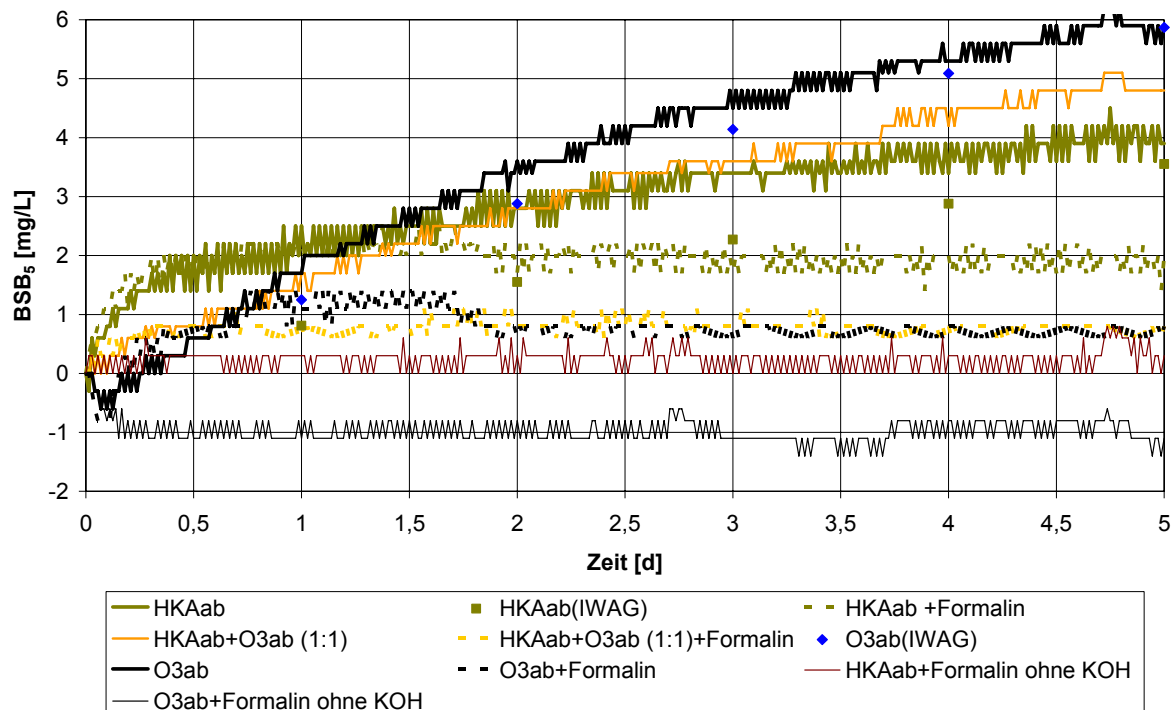
Probenbezeichnung	Probenherkunft	Probenaufbereitung
KAab	Ablauf Kläranlage	
KAab+Formalin	Ablauf Kläranlage	mit Formalin
KAab+Formalin ohne KOH	Ablauf Kläranlage	mit Formalin ohne Kalilauge (KOH)
O3ab	Ablauf Pilotanlage	
O3ab+Formalin	Ablauf Pilotanlage	mit Formalin
O3ab+Formalin ohne KOH	Ablauf Pilotanlage	mit Formalin ohne Kalilauge (KOH)
KAab+O3ab (1:1)	Ablauf Kläranlage+Pilotanlage, 1:1 verdünnt	
KAab+O3ab (1:1)+Formalin	Ablauf Kläranlage+Pilotanlage, 1:1 verdünnt	mit Formalin

#### 4.5.1 Ergebnisse

Die Ergebnisse der BSB<sub>5</sub>-Messungen sind in Abbildung 8 dargestellt. Beim Vergleich des BSB-Verlaufs des Ablaufs der Pilotanlage (O3ab) mit dem Kläranlagenablauf (KAab) zeigte sich beim O3ab eine lag-Phase zu Beginn der BSB-Messung. Zudem war der Anstieg viel flacher als beim Kläranlagenablauf und innerhalb der ersten fünf Tage zeigte sich keine wesentliche Abflachung der Kurve. Dies lässt vermuten, dass der BSB nach fünf Tagen noch weiter steigt. Durch die oxidative Wirkung des Ozons und die dadurch bedingte Umwandlung von CSB in leichter abbaubares Substrat ergab sich für O3ab ein höherer BSB<sub>5</sub> als für KAab. Die Zugabe von Formalin bewirkte eine starke Hemmung der Mikroorganismen, was zu einem deutlichen geringeren BSB<sub>5</sub> führte. Die Proben, bei denen keine Kalilauge dosiert wurde, wiesen einen BSB im Bereich von 0 und darunter auf. Für eine profunde Interpretation der Ergebnisse müssen noch weitere Versuche gemacht werden.

Ein Vergleich der manometrischen mit der Verdünnungsmethode zeigte, dass im niedrigen Messbereich (< 4 mg/l) die manometrisch ermittelten Werte über jenen der Verdünnungsmethode lagen, was die Ungenauigkeit der manometrischen Messmethode bei niedrigen BSB-Werten widerspiegelt. Daher

kam es im Laufe des Versuchs mit steigendem BSB zu einer Annäherung der Messwerte, s. Abbildung 8.



**Abbildung 8:** BSB<sub>5</sub>-Werte der untersuchten Proben (Ablauf KA und Pilotanlage) mit unterschiedlichen Probenaufbereitungen

#### 4.6 Einfluss der Ozonierung auf den Keimgehalt

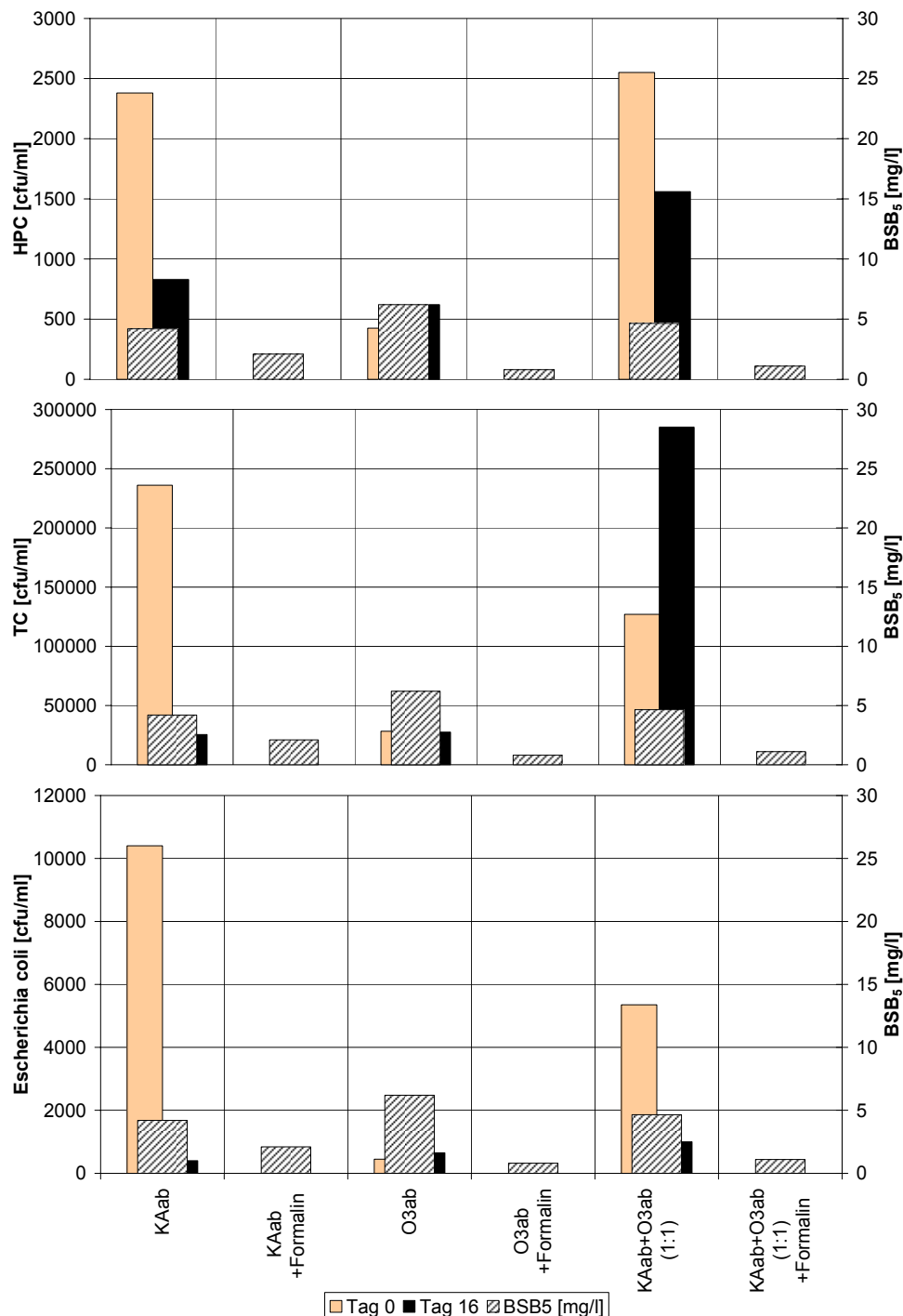
In Vorversuchen zur Desinfektionswirkung von Ozon wurden Untersuchungen zum Keimgehalt in Verbindung mit dem BSB gemacht. Die Keimgehalte wurden im Labor des Institutes für Wassergüte (IWAG) ermittelt.

Die in Tabelle 4 aufgelisteten Proben wurden mit Ausnahme jener ohne Kalilauge auf ihren Keimgehalt untersucht. Die Keimzahlen wurden für heterotrophe Bakterien, Gesamtcoliforme und *Escherichia coli* bestimmt. Nach 16 Tagen im BSB-Schrank wurden nochmals die Keimzahlen ermittelt.

##### 4.6.1 Ergebnisse

Die Ozonierung bewirkte für die heterotrophen Bakterien, Gesamtcoliformen und *E. coli* einen Rückgang der Keimzahlen (Abbildung 9).





**Abbildung 9:** Keimgehalt der heterotrophen Bakterien (HPC), Gesamtcoliformen (TC) und *Escherichia coli* im Ablauf der KA und der Pilotanlage am Tag des BSB-Ansatzes (Tag 0) und nach 16 Tagen

Im verdünnten Ablauf der Pilotanlage (KAab+O3ab) blieb die Keimzahl der heterotrophen Bakterien in derselben Größenordnung wie im Ablauf der KA. Bei den Gesamtcoliformen und *E. coli* wurde zwar eine niedrigere Keimzahl als

im KAab ermittelt, sie lag jedoch über jener im O3ab. In Proben, die mit Formalin versetzt wurden, konnten keine Keimzahlen festgestellt werden.

Nach 16 Tagen war im KAab ein Rückgang der Keimzahlen zu verzeichnen, während es in den ozonierten Proben zu keinen wesentlichen Änderungen kam. Die Keimzahlen im Kläranlagenablauf und im Ablauf der Pilotanlage lagen nun in derselben Größenordnung. Die verdünnten Abläufe der Pilotanlage verhielten sich unterschiedlich (Abbildung 9).

#### **4.7 Entfärbung**

Als Beurteilungsparameter für die Entfärbung bzw. Färbung des Ablaufs wurde die Absorption bei der in der Norm EN ISO 7887:1994 (ehemals DIN 38 404-C1) festgelegten Wellenlänge von 436 nm ( $SAK_{436}$ ) für die üblicherweise gelblich-braun gefärbten Abläufe kommunaler Anlagen gewählt.

In Abbildung 10 wird die Wirkung einer Ozonierung auf den spektralen Absorptionskoeffizienten bei 436 nm ( $SAK_{436}$ ) und zusätzlich bei 254 nm ( $SAK_{254}$ ) dargestellt. Die Messung erfolgte mit dem scan spectrolyser™ im Ablauf der Pilotanlage. Das Gerät misst die Absorption zwischen 200 und 750 nm in 2,5 nm-Schritten. Daher wurde die Absorption bei 255 und 435 nm gemessen, wobei diese Werte für die Bestimmung des  $SAK_{254}$  und  $SAK_{436}$  herangezogen werden können. Vor Start des Ozongenerators wurden die Werte im Ablauf der Kläranlage (vor Ozonierung) gemessen, mit Start des Ozongenerators sank die Absorption bis sich ein Gleichgewichtszustand (steady state) eingestellt hatte. Beim  $SAK_{254}$  wurde eine ca. 50%-ige Reduktion ermittelt, zugleich wurde eine Entfärbung (Reduktion des  $SAK_{436}$ ) von 50 bis 60 % erreicht.

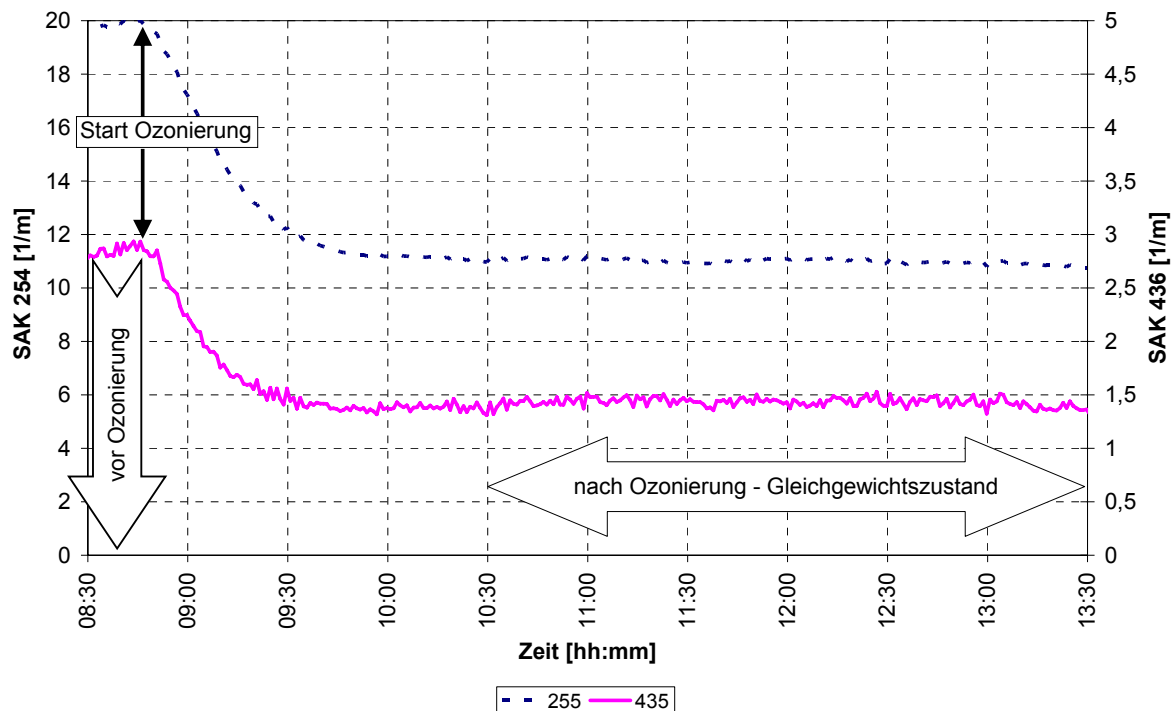


Abbildung 10: Verlauf des SAK<sub>254</sub> und SAK<sub>436</sub> ab Versuchsstart bis zum steady state

## 5 Zusammenfassung der Anwendung von Ozon zur weiteren Reinigung von Kläranlagenablauf

Die Ergebnisse der ersten Messkampagne mit 7,5 mg/l Ozoneintrag waren durchwegs erfolgversprechend.

Bei den Mikroschadstoffen wurden viele der analysierten Parameter bis unter die Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze entfernt. So war z. B. auch das Antiepileptikum Carbamazepin, das bei nach dem Stand der Technik betriebenen Anlagen keiner Entfernung unterliegt, im Ablauf der Pilotanlage nicht mehr nachweisbar.

Durch die Ozonierung kam es erwartungsgemäß zu einem Anstieg des BSB<sub>5</sub>. Im Gegensatz zu industriellem Abwasser kann bei kommunalem Kläranlagenablauf jedoch von einer nachgeschalteten biologischen Reinigung abgesehen werden. Prinzipiell ist dies jedoch vom BSB<sub>5</sub> im Ablauf der Kläranlage und vom empfangenden Gewässer abhängig.

Die desinfizierende Wirkung des Ozons zeigte sich in einem Rückgang der Keimzahlen für heterotrophe Bakterien, Gesamtcoliforme und *E. coli*.

Durch die Ozonierung konnte eine 50-60%-ige Entfärbung des ozonierten Kläranlagenablaufs erreicht werden.

## 6 Literatur

- ARCEM, 2003. Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässern – Ein Risiko? Austrian Research Cooperation on endocrine Modulators. Endbericht Juni 2003.
- Bahr, C., Ernst, M., Jekel, M. (2007): Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion. Pilotox. Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Bd. 5.
- Heberer, T. (2002a): Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicol. Lett.*, 131, 5-17.
- Heberer, T. (2002b): Tracking persistent pharmaceuticals from municipal sewage to drinking water. *J. Hydrol.*, 2661, 175-189.
- Huber, M. M., Göbel, A., Joss, A., Hermann, N., Löffler, D., McArdeell, C. S., Ried, A., Siegriest, H., Ternes, T. A., von Gunten, U. (2005): Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: A Pilot Study. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 4290-4299.
- Kaindl, N. (2008): Weitergehende Reinigung von mechanisch-biologisch vorgereinigtem Abwasser der Papierindustrie mittels Ozonbehandlung und nachfolgender Biofiltration. Dissertationsschrift zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der technischen Wissenschaften an der Technischen Universität Wien, Fakultät für Bauingenieurwesen.
- Kümmerer K. (2001): Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic acids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. *Chemosphere*, 45, 957-969.
- Poseidon (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. EU project report Contract No. EVK1-CT-2000-00047.
- Sattelberger, R. (1999): Arzneimittelrückstände in der Umwelt. Bestandsaufnahme und Problemdarstellung. Umweltbundesamt Wien, Report R-162.
- Scharf, S., Gans, O., Sattelberger, R. (2002): Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen. Umweltbundesamt Wien, Bericht UBA-BE-201.

- Schumacher, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation am Fachgebiet Wasserreinhaltung. TU Berlin.
- Ternes, T. A. (1998): Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.*, 32, 3245-3260.
- Ternes, T. A., Stüber, J., Herrmann, N., McDowell D., Ried, A., Kampmann, M., Teiser, B. (2003): Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Res.*, 37, 1976-1982.

Korrespondenz an:

Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement  
und Abfallwirtschaft, TU Wien  
Karlsplatz 13/2261

Tel: +43 1 58801-22622

Fax: +43 1 58801-22699

Mail: [norbkreu@iwag.tuwien.ac.at](mailto:norbkreu@iwag.tuwien.ac.at)

# WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	<b>Das Wasser (1968)</b> Kresser W.	vergriffen
2	<b>Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)</b> Breiner, H.	vergriffen
3	<b>Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)</b> von der Emde, W.	vergriffen
4	<b>Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969)</b> 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	<b>Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)</b> 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	<b>Industrieabwässer (1971)</b> 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)</b> 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	<b>Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)</b> Schmidt, F.	vergriffen
9	<b>Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)</b> Pruzinsky, W. <b>Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen</b> Doleisch, M.:	18
10	<b>1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)</b>	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	<b>Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)</b> Gutknecht, D.	vergriffen
12	<b>Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)</b> 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	<b>Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972)</b> von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	<b>Abfluß - Geschiebe (1973)</b> 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	<b>Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983)</b> 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	<b>Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)</b> von der Emde W.	vergriffen
17	<b>Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974)</b> Behr, O.:	18
18	<b>Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975)</b> 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	<b>Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976)</b> 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	<b>Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976)</b> 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	<b>Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977)</b> 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	<b>Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)</b> 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	<b>Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)</b> Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	<b>Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978)</b> Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	<b>Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978)</b> Kroiss H.	vergriffen
26	<b>Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978)</b> Gutknecht D.	vergriffen
27	<b>Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)</b> 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	<b>Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979)</b> 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	<b>Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)</b> Frischherz H.	vergriffen
30	<b>Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979)</b> o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	<b>Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)</b> Schügerl W.	vergriffen
32	<b>Grundwasserwirtschaft (1980)</b> 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)</b>	vergriffen
34	<b>Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980)</b> 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	<b>Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)</b> Usrael G.	vergriffen
36	<b>Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)</b> Flögl W.	vergriffen
37	<b>Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980)</b> Ruider E.	vergriffen
38	<b>Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981)</b> Schiller, G.:	vergriffen



Band Nr		Preis €
39	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981)</b> Teil 2	vergriffen
40	<b>Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981)</b> 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	<b>Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	<b>Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981)</b> Kirnbauer R.	22
43	<b>Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)</b>	25
44	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981)</b> Teil 3	25
45	<b>Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	<b>Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982)</b> Stalzer W.	vergriffen
47	<b>Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982)</b> 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	<b>Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982)</b> Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	<b>Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982)</b> o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982)</b> Teil 4	vergriffen
51	<b>Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983)</b> 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	<b>Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	<b>Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	<b>Sonderabfall und Gewässerschutz (1984)</b> 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	<b>Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)</b>	26
56	<b>Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	<b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	<b>Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985)</b> 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	<b>Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985)</b> Pelikan B.	23
60	<b>Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)</b>	16
61	<b>Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985)</b> Fleckseder, H.	vergriffen
62	<b>Anaerobe Abwasserreinigung (1985)</b> Kroiss H.	vergriffen
63	<b>Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985)</b> Begert A.	vergriffen
64	<b>Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	<b>Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986)</b> 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	<b>Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)</b>	vergriffen

Band Nr	Preis €
<b>68</b> <b>Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986)</b> Schmid B.H.	22
<b>69</b> <b>Nitrifikation - Denitrifikation (1987)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
<b>70</b> <b>Flußbau und Fischerei (1987)</b>	vergriffen
<b>71</b> <b>Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987)</b> 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
<b>72</b> <b>Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987)</b> Wurzer E.	vergriffen
<b>73</b> <b>Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
<b>74</b> <b>Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)</b>	22
<b>75</b> <b>Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
<b>76</b> <b>Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988)</b> 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
<b>77</b> <b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)</b>	vergriffen
<b>78</b> <b>Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988)</b> Nachtnebel, H.P.	25
<b>79</b> <b>Hydraulik offener Gerinne (1989)</b> Symposium, 1989	vergriffen
<b>80</b> <b>Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988)</b> Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
<b>81</b> <b>Biologische Abwasserreinigung (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
<b>82</b> <b>Klärschlamm Entsorgung (1989)</b> 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	<b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990)</b> 2. Symposium	18
84	<b>Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989)</b> Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	<b>Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989)</b> Summer W.	25
87	<b>Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990)</b> 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	<b>Revitalisierung von Fließgewässern (1990)</b> Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990)</b> Teil 9	vergriffen
90	<b>A Study on Kinematic Cascades (1990)</b> Schmid B.H.	18
91	<b>Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990)</b> Blöschl G.	18
92	<b>Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990)</b> Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	<b>Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990)</b> Fürst J.	18
94	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990)</b> Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	<b>Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991)</b> Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	<b>EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	<b>Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	<b>Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991)</b> 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	<b>Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	<b>Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	<b>Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992)</b> Pelikan B.	18
102	<b>Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992)</b> Behr O.	i.V.
103	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992)</b> 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	<b>Virus Contamination of the Environment (1992)</b> Methods and Control	vergriffen
105	<b>Fließgewässer und ihre Ökologie (1993)</b> ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	<b>Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992)</b> Mader H.	22
107	<b>Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	<b>Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994)</b> Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr	Preis €	
110	<b>Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993)</b> ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111	<b>Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993)</b> 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112	<b>Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)</b>	18
113	<b>Wasserkraft ()</b> O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114	<b>Klärwärter-Grundkurs (1994)</b> 2. Auflage 1994	vergriffen
115	<b>Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994)</b> Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116	<b>Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994)</b> ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117	<b>Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118	<b>3 Jahre WRG-Novelle (1994)</b> 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119	<b>Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994)</b> anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120	<b>Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994)</b> Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121	<b>Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr	Preis €
<b>122</b> <b>Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994)</b> Kupfersberger H.	18
<b>123</b> <b>Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994)</b> Holzmann, H.	22
<b>124</b> <b>Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995)</b> ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
<b>125</b> <b>Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
<b>126</b> <b>Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995)</b> 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
<b>127</b> <b>Alte und neue Summenparameter (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
<b>128</b> <b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995)</b> 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
<b>129</b> <b>Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
<b>130</b> <b>Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996)</b> 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
<b>131</b> <b>Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
<b>132 Scale and Scaling in Hydrology (1996)</b> Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
<b>133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996)</b> Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
<b>134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996)</b> Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
<b>135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996)</b> Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
<b>136 1. Wassertechnisches Seminar (1996)</b> Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
<b>137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997)</b> ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
<b>138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)</b> Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
<b>139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997)</b> Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
<b>140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997)</b> Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
<b>141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997)</b> ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36



Band Nr		Preis €
142	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997)</b> Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	<b>Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997)</b> Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	<b>Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997)</b> Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	<b>Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)</b> ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146	<b>2. Wassertechnisches Seminar (1998)</b> Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	<b>Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)</b> 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	<b>Grundwasserdynamik (1998)</b> ISBN 3-85234-039-C	36
149	<b>Die Tradition in der Kulturtechnik (1998)</b> Kastanek F. <b>Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998)</b> Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	<b>Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998)</b> Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	<b>Experiences with soil erosion models (1998)</b> ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr	Preis €
<b>152 Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998)</b> Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
<b>153 Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998)</b> ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
<b>154 Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998)</b> ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
<b>155 Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999)</b> ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
<b>156 Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999)</b> UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
<b>157 Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999)</b> Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
<b>158 Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999)</b> Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
<b>159 Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000)</b> ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
<b>160 Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000)</b> Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

<b>161</b>	<b>Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)</b> <b>Präsentation eines Forschungsprojektes</b> ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien ISBN 3-85234-052-7	vergriffen
<b>162</b>	<b>Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000)</b> ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien ISBN 3-85234-053-5	25
<b>163</b>	<b>Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)</b> ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein ISBN 3-85234-054-3	25
<b>164</b>	<b>Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)</b> ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien ISBN 3-85234-055-1	i.V.
<b>165</b>	<b>Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)</b> Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St. ISBN 3-85234-056-x	25
<b>166</b>	<b>Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)</b> ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien ISBN 3-85234-057-8	40
<b>167</b>	<b>Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001)</b> Laber J. ISBN 3-85234-058-6	25
<b>168</b>	<b>Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)</b> ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien. ISBN 3-85234-059-4	29
<b>169</b>	<b>Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)</b> Langergraber G. ISBN 3-85234-060-8	25
<b>170</b>	<b>Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)</b> Bogner ISBN 3-85234-061-6	i.V.
<b>171</b>	<b>Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)</b> ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien ISBN 3-85234-062-4	25

Band Nr		Preis €
172	<b>Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002)</b> Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	<b>Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002)</b> Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	<b>Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002)</b> Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	<b>Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002)</b> Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	<b>Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002)</b> ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	<b>Klärschlamm (2002)</b> <b>Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004</b> ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich <b>Schlammbehandlung und Entsorgung</b> ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	<b>Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002)</b> ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	<b>Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002)</b> Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	<b>Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002)</b> Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	<b>Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002)</b> Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr	Preis €
<b>182 Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003)</b> ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
<b>183 Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003)</b> ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
<b>184 Klärschlamm (2003)</b> ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
<b>185 Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003)</b> Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
<b>186 Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2)</b> ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
<b>187 Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004)</b> ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
<b>188 CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf            die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt            der mathematischen Modellierung (2004)</b> Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
<b>189 Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004)</b> Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
<b>190 Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004)</b> ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
<b>191 Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen            Abwasserreinigung (2004)</b> Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr	Preis €
<b>192</b> <b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005)</b> ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
<b>193</b> <b>Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005)</b> Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
<b>194</b> <b>Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005)</b> ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
<b>195</b> <b>Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006)</b> ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
<b>196</b> <b>Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006)</b> ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
<b>197</b> <b>Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006)</b> ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
<b>198</b> <b>Process based regionalisation of low flows (2006)</b> Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
<b>199</b> <b>Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen &amp; Realität (2006)</b> ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
<b>200</b> <b>Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007)</b> Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

---

<b>201</b>	<b>Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007)</b> ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
<b>202</b>	<b>Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs (2007)</b> völlige Neubearbeitung - 3. Auflage 2007 ISBN-13 978-3-85234-094-4	70
<b>203</b>	<b>Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
<b>204</b>	<b>Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
<b>205</b>	<b>Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
<b>206</b>	<b>Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
<b>207</b>	<b>1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
<b>208</b>	<b>Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen</b> ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45
<b>209</b>	<b>Kanalmanagement 2008 – Betrieb und Mischwasser (2008)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 27. März 2008 an der BOKU Wien ISBN 978-3-85234-101-9	30
<b>210</b>	<b>2. Österreichischer Kleinkläranlagentag</b> ÖWAV-Seminar 2008, BOKU ISBN 978-3-85234-102-6	30

- 
- |            |   |      |
|------------|---|------|
| <b>211</b> | <b>Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckleitungen</b><br>Saračević E.<br>ISBN 978-3-85234-103-3  | 30   |
| <b>212</b> | <b>Neue Herausforderungen an die Wassergütewirtschaft</b><br>ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien<br>ISBN 978-3-85234-104-0   | 45   |
| <b>213</b> | <b>Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone</b><br><b>Beobachtung - Messung - Modellierung</b><br>Endbericht für Forschungsprojekte im Zeitraum 1990 bis 2008<br>ISBN: 978-3-85234-105-7 | 30   |
| <b>214</b> | <b>Linking Land Use to Stream Pollution: Pollutant Dynamics and Management Implications</b><br>Yillia, Paul T.<br>ISBN 978-3-85234-106-4  | i.V. |



## **Die Bände sind zu beziehen bei:**

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208, 211, 212, 214

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206, 213

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau  
der Universität für Bodenkultur,  
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz  
der Universität für Bodenkultur,  
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207, 209, 210

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft  
der Universität für Bodenkultur  
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170