

Workshop

**„Neue Anforderungen an
Abwassereinleitungen unter Berücksichtigung
integrierter medienübergreifender Aspekte?“**

28./29. September 2004
BMU, Bonn



Vorwort

Im Rahmen des UFOPLAN-Projektes „Studie und Workshop zum Stand der Technik der Abwasservermeidung und -behandlung“ des Umweltbundesamtes fand am 28./29. September 2004 auf Einladung des Bundesumweltministerium in Bonn ein Workshop mit dem Titel „Neue Anforderungen an Abwassereinleitungen unter Berücksichtigung integrierter medienübergreifender Aspekte?“ statt. Ziel war es, alle Bereiche beginnend mit den Einsatzstoffen in den verschiedenen Industriebranchen, über den Ort des Abwasseranfalls bis hin zur Einleitung des Abwassers in den Vorfluter unter medienübergreifenden Aspekten zu diskutieren. Dabei war von Anfang an klar, dass dies nur der Einstieg in eine längere Diskussion sein kann, in deren Verlauf die angesprochenen Themen bzw. Empfehlungen noch weiter zu konkretisieren sind.

An der Veranstaltung nahmen etwa 100 Experten aus Bund und Ländern teil. Darüber hinaus waren die Industrieverbände und nichtstaatlichen Organisationen vertreten.

Der vorliegende Berichtsband gibt einen Überblick über das gesamte angesprochene und diskutierte Themenfeld des Workshops.

Die Organisatoren des Workshops und zugleich Durchführende des vorgenannten Projektes:

Dr. K.-E. Köppke
Ingenieurbüro Dr. Köppke GmbH
Elisabethstraße 31
D-32545 Bad Oeynhausen
Tel.: 05731/26111
e-mail: dr.koepcke@t-online.de

Dr. H. Schönberger
Consultant
Carl-Frey-Str. 3
D-79288 Gottenheim
Tel.: 07665/51242
e-mail: hgschoe@aol.com

Inhaltsverzeichnis

- 1 Dr. F. Holzwarth**
Begrüßung und Einführung in die Thematik
- 3 Dr. D. Veltwisch**
Ist eine Novellierung der Abwasserverordnung aus der Sicht des Bundes erforderlich?
- 8 Dr. H. Friedrich, Dipl.-Ing. S. Ellerhorst**
Ist eine Novellierung der Abwasserverordnung aus Sicht der Länder erforderlich?

Themenblock 1 (Vorsitz: Dr. U. Maurer):

Welche Auswirkungen hat die integrierte medienübergreifende Umsetzung des Standes der Technik?

- 22 Dr. K. Berendes**
Integrierter Umweltschutz im Wasserrecht, insbesondere § 7a WHG
- 30 Dr. D. Kaltenmeier**
Vorgehensweise zur Integration von WHG, BImSchG und KrW/AbfG bei einer medienübergreifenden Betrachtung sowie Emissionsanforderungen aus der WRRL (prioritäre Stoffe)
- 39 Dr. B. Pehl**
Bedeutung der kommunalen Abwasserentsorgung bei einer integrativen medienübergreifenden Umsetzung für Indirekteinleiter
- 43 Prof. Dr. J. Hahn**
Instrumentarien zur Festlegung der Anforderungen nach dem neuen Stand der Technik

Themenblock 2 (Vorsitz: Dipl.-Ing. C. Ehm):

Für welche Industriebereiche haben medienübergreifende Aspekte besondere wasserwirtschaftliche Bedeutung?

- 52 Dipl.-Ing. J. Zimpel**
Medienübergreifende Aspekte am Beispiel der Metall bearbeitenden und Metall verarbeitenden Industrie
- 69 Dr. K.-E. Köppke**
Medienübergreifende Aspekte am Beispiel der Chemischen Industrie
- 78 Dr. U. Hamm**
Medienübergreifende Aspekte am Beispiel der Zellstoff- und Papierindustrie
- 86 Dr. H. Schönberger**
Medienübergreifende Aspekte am Beispiel der Textilindustrie

Themenblock 3 (Vorsitz: Dr. V. Mertsch):

Sind weitere Maßnahmen zur Verminderung/Vermeidung von Schadstoffeinträgen aus kommunalen Abwasseranlagen erforderlich?

- 95 Prof. Dr. H. Fahlenkamp**
Eintrag und Elimination von gefährlichen Stoffen vor dem Hintergrund der Verminderung/Vermeidung von Schadstoffeinträgen aus kommunalen Abwasseranlagen in Nordrhein-Westfalen
- 116 Dr. J. Lopez-Pila**
Entkeimung des Abwassers
- 121 Dr. E. Bütow**
Schadstoffemissionen aus Kanalsystemen in das Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung prioritärer Stoffe
- 127 Prof. Dr. F. Sieker**
Regenwassereinleitungen

Themenblock 4 (Vorsitz: Prof. Dr. J. Hahn):

Wie können Problemverlagerungen zwischen den Medien bei der kommunalen Abwasserbehandlung vermieden werden?

- 130 Dr. H. Schönberger**
Betrachtung des Gesamtsystems der Abwasserentsorgung
- 137 Dr. C. Bergs**
Klärschlamm Entsorgung
- 141 Dr. K.-E. Köppke**
VOC-Emissionen aus Kläranlagen
- 149 Dr. J. Krampe**
Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser – Potenziale und Verfahren –
- 160 Dipl.-Ing. J. Hölle**
Minimierung des Energieeinsatzes auf Kläranlagen
- 176 Dipl.-Ing. R.-D. Dörr**
Resumée des Workshops
- 178 Verzeichnis der Referenten**
- 179 Teilnehmerliste**

Begrüßung und Einführung in die Thematik

Dr. F. Holzwarth

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Sehr verehrte Damen und Herren, sehr geehrter Herr Dr. Friedrich,

wenn wir uns zwischen Bund und Ländern über die Neukonzeption oder Neuorientierung im Bereich Abwasser unterhalten, geschieht dies miteinander. Wir haben im Augenblick zwei Diskussionsstränge, die uns beschäftigen. Der eine Diskussionsstrang zum Thema § 7a WHG beinhaltet die Veränderung, Konzentration und Reduzierung der Anzahl der Anhänge zur Abwasserverordnung. Die Diskussion ist in diesem Bereich schon relativ alt. Hierbei erinnere ich an Helmut Schmidt, der im Mai 1982 die 24. Abwasserverwaltungsvorschrift unterschrieb. Es ist überliefert, dass er dies mit den Worten tat: „Geht es nicht alles in einem.“

Der zweite Diskussionsstrang ist das Thema dieses Workshops. Hierbei geht es um neue Anforderungen an Abwassereinleitungen unter Berücksichtigung von medienübergreifenden Gesichtspunkten. In der Perspektive können auch beide Diskussionsstränge im Zuge der Diskussion zusammengeführt werden. Wichtig ist aber, dass wir die beiden Dinge auseinander halten sollten, weil wir sonst Schwierigkeiten bei der Diskussion bekommen werden.

Die Immissionsschützer sind der Meinung, dass sie Vorreiter einer medienübergreifenden Betrachtung sind und dies im BImSchG entsprechend niedergelegt haben. In Wirklichkeit sind die Wasserwirtschaftler in der Praxis schon viel weiter. Ich denke, wenn die 12 Kriterien zur Beschreibung des Standes der Technik herangezogen werden, ist hiermit schon ein erster Schritt getan. Es gibt kleinere Regelungen, wie z.B. die Rückhaltung von Quecksilber in Zahnarztpraxen, die klar machen, dass wir medienübergreifend die Dinge zu betrachten haben und dass wir insbesondere die Belastung nicht von einem in das andere Medium verlagern dürfen.

Wir haben eine rechtliche Thematik, was die Umsetzung der IVU-Richtlinie für Altanlagen angeht. Ich erinnere an das magische Datum 2007. Hier gibt es bezogen auf die IVU-Richtlinie Handlungsbedarf. Es gibt jedoch auch vom Grundsatz der IVU-Richtlinie einen Handlungsbedarf, wobei wir uns bei der medienübergreifenden Betrachtung hier nicht nur auf die IVU-Anlagen beschränken sollten, sondern es muss darum gehen, auch Nicht-IVU-Anlagen in die medienübergreifende Betrachtung einzubeziehen. Deshalb haben wir diese Diskussion angestoßen, die bei uns im Hause schon vor einiger Zeit eingesetzt hat.

Wenn im Bereich des Immissionsschutzes praktisch nicht mehr passiert, als bisher passiert ist, wollen wir im Bereich der Wasserwirtschaft den Stein ins Wasser werfen, um in dieser Diskussion eine gewisse Vorreiterrolle zu übernehmen.

Es geht bei der Diskussion, die wir jetzt haben, nicht primär darum, die Anforderungen zu verschärfen, sondern es geht in diesem Prozess darum, diesen medienübergreifenden Ansatz umzusetzen und praktisch wirksam werden zu lassen. Deshalb sind für diesen Workshop auch die besonders abwasserrelevanten Bereiche im Fokus der Diskussion.

Außer der reinen IVU-Betrachtung haben wir außerdem auch die Kommunalabwasser-Richtlinie hinsichtlich der Umsetzung der Mischabwassereinleitung zu betrachten. Es kommt der Komplex Wasserrahmenrichtlinie und der prioritären Stoffe hinzu. Diese Bereiche sind in die Gesamtbetrachtung ein zu beziehen. Wichtig ist, wenn wir zum Thema kommunale Abwasserentsorgung sprechen, dass wir das Gesamtsystem ansehen. Hierzu gehören der Bereich des Kanals, der Indirekteinleitung, wo wir nach wie vor Probleme haben, und die Kläranlage selbst, wo wir weitere Themen zu diskutieren haben.

Diese zwei Tage sollen nur als der Beginn eines Diskussionsprozesses verstanden werden, wobei z.B. das Land Nordrhein-Westfalen, wenn es um die Frage der Zusammenfassung von Anhängen der Abwasserverordnung geht, bereits Vorleistungen erbracht hat und damit den 1. Diskussionsstrang mit angestoßen hat. Ich glaube, dass wir im Verlauf der Diskussion beide Diskussionsstränge zusammenführen können. Es ist aber auch wichtig zu sagen, dass wir den Austausch mit der Praxis haben wollen. Dies bezieht sich auf die Bundesländer, aber auch auf die in der Praxis Tätigen, die vor Ort bei den konkreten Aufgabenstellungen ihre Erfahrungen haben. Natürlich gibt es sicherlich die eine oder andere industrielle Abwasserreinigungsanlage, die den integrierten Ansatz schon umgesetzt hat. Ich denke jedoch, dass dies noch eher die Ausnahme ist und insofern heißt Praxisaustausch auch, dass wir mit denjenigen, die Erfahrungen haben, in einen Informationsaustausch eintreten wollen.

Ich wünsche der Veranstaltung einen guten Verlauf und hoffe, dass wir Ergebnisse haben, die wir einmal intern, aber auch später mit Ihnen noch einmal intensiv diskutieren können.
Vielen Dank für Ihre Aufmerksamkeit.

Ist eine Novellierung der Abwasserverordnung aus der Sicht des Bundes erforderlich?

Dr. Dieter Veltwisch

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Lassen Sie mich zunächst eine kurze Zwischenbilanz zur Entwicklung des Abwasserrechts ziehen. Die wasserwirtschaftlichen Vorgaben für die Abwasserbeseitigung wurden in den letzten 30 Jahren sowohl national wie inter- und supranational ständig weiterentwickelt. Das Jahr 1976 war dabei mit der Einführung des § 7 a WHG in das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und der Richtlinie 76/464/EWG und dem damit festgeschriebenen Emissionsprinzip für die Entwicklung der Abwasserbeseitigung von entscheidender Bedeutung. Für die kommunale Abwasserentsorgung brachte das Jahr 1991 mit der Richtlinie 91/271/EWG nicht nur auf Ebene der Europäischen Gemeinschaft, sondern auch für Deutschland einen wesentlichen Impuls.

1996 wurden mit der Richtlinie 96/61/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie)¹⁾ integrierte, medienübergreifende Regelungen für die Genehmigungsverfahren für bestimmte Tätigkeiten und Anlagen europaweit festgelegt und mit der Richtlinie 2000/76/EG über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsrichtlinie)²⁾ neben den Anforderungen an die Luftreinhaltung auch Anforderungen an die Abwassereinleitung aus der Abgasreinigung vorgegeben. Die Richtlinie 2000/60/EG (Wasser-rahmenrichtlinie)³⁾ aus dem Jahre 2000 zielt auf eine Integration der gemeinschaftlich bezogenen Wasserrichtlinien und stellt eine Vielzahl gemeinschaftlicher Regelungen auf eine gemeinsame Grundlage des europäischen Wasserrechts.

Die Mitgliedstaaten werden verpflichtet langfristig einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers herzustellen. Das Ziel des guten Zustandes soll bis Ende 2015 erreicht sein. Für die Einhaltung des guten chemischen Zustandes hat die Kommission im Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie eine Liste von 33 prioritären Stoffen⁴⁾ festgelegt, für die EU-weite Minderungsstrategien entwickelt werden müssen. Ein weiterer Schwerpunkt für die Abwasserbeseitigung in der Richtlinie ist u.a. der kombinierte Ansatz aus emissions- und immissionsbezogenen Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung. Demnach sind bei der Zulassung einerseits die Vorgaben zur Emissionsbegrenzung und andererseits die Vorgaben aus der Immissionsbetrachtung anzuwenden. Das jeweils strengere Kriterium ist der Genehmigung zugrunde zulegen.

¹⁾ Richtlinie des Rates 96/61/EG vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (ABl. EG Nr. L 257 S.26)

²⁾ Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates 2000/76/EG vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen (Abl. EG Nr. L 332 S. 91 , 2001 Nr. L 145 S. 52)

³⁾ Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates 2000/60/EG vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Abl. EG Nr. L 327, S. 1)

⁴⁾ Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste der prioritären Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (Abl. EG Nr. L 331 S.1)

Ausgelöst durch die europäische Gesetzgebung kommen daher auf die deutsche Abwasserwirtschaft in den nächsten Jahren vor allem im Hinblick auf die Umsetzung der IVU-Richtlinie und der Wasserrahmenrichtlinie neue Herausforderungen zu, die erhebliche Auswirkungen auf die Ausgestaltung der Abwasserverordnung haben werden. Die neue europäische Chemikalienpolitik und die Einführung der zukünftigen REACH-Verordnung flankieren diese Entwicklung.

Haben wir bereits Vorgaben erfüllt? Wie weit sind wir? Was bleibt zu tun?

Wichtige Meilensteine haben das nationale Wasserhaushaltsgesetz (WHG) für die Abwasserbeseitigung fortentwickelt:

- 1996 die generelle Einführung des Anforderungsniveaus Stand der Technik.
- die Anforderungen können auch vor Vermischung mit anderem Abwasser oder am Ort des Abwasseranfalls gestellt werden und
- die Verpflichtung, dass die Anforderungen nach dem Stand der Technik auch von den Indirekteinleitern zu beachten sind.

2002 wurde mit der Siebten Novelle des WHG bundesrechtlich die Wasserrahmenrichtlinie umgesetzt und die abwasserrechtlichen Festlegungen des WHG ergänzt. Die Ermittlung und Begrenzung der Emissionen wird stärker in einen Rückkopplungsprozess mit dem Zustand (Qualität) des Gewässers (Immissionen) verknüpft. Für die industrielle Abwasserbeseitigung ist vor allem die Richtlinie 96/61/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) von besonderer Bedeutung. Hierin werden ausdrücklich die besten verfügbaren Techniken als zentraler Aspekt des integrierten Konzeptes für Emissionsbegrenzung in den Genehmigungsverfahren hervorgehoben und begrifflich definiert.

Der Begriff „beste verfügbare Techniken“ (BVT) ist in der Richtlinie definiert als „der effizienteste und fortschrittlichste Entwicklungsstand der Tätigkeiten und entsprechenden Betriebsmethoden, der spezielle Techniken als praktisch geeignet erscheinen lässt, grundsätzlich als Grundlage für Emissionsgrenzwerte zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern“. Die Richtlinie selbst enthält keine materiellen Anforderungen. Sie legt aber wichtige Prinzipien fest, die für den Umweltschutz, insbesondere in der Industrie, für die nächsten Jahre, wenn nicht Jahrzehnte, maßgeblich sein werden.

Die Richtlinie wurde bundesgesetzlich durch das Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz (sog. Artikelgesetz) vom 27. Juli 2001¹⁾ und durch 16 landesrechtliche Regelungen in nationales Recht umgesetzt. Durch die Begriffsbestimmung der „besten verfügbaren Techniken“ ist eine Angleichung und Erweiterung des nationalen Begriffes des „Standes der Technik“ erfolgt.

Der Stand der Technik ist medienübergreifend einheitlich in nunmehr allen deutschen Umweltgesetzen, Bundes-Immissionsschutzgesetz, Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz und auch im Wasserhaushaltsgesetz einheitlich definiert. Dabei hat der Stand der Technik im Hinblick auf den medienübergreifenden Umweltschutz eine umfassende Konkretisierung z.B.

¹⁾ Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz vom 27. Juli 2001 (BGBl. I S.1950)

durch die anzuwendenden Kriterien erfahren. Effektiver integrierter Umweltschutz ist in einem Rechtssystem, dessen Umweltgesetze medienbezogen ausgestaltet sind, nur möglich, wenn sich die Fachgesetze an den gleichen medienübergreifenden Vorgaben orientieren. Dabei sollten die integrativen Aspekte nicht durch die föderalen Gesetzgebungskompetenzen eingeschränkt sein (Deregulierung). Zur Modernisierung der bundesstaatlichen Ordnung werden von der Kommission von Bundestag und Bundesrat Vorschläge zur Neuordnung der Gesetzgebungskompetenzen mit Blick auf die konkurrierende Gesetzgebung des Bundes für den Wasserhaushalt erwartet, um das zersplitterte Umweltrecht zu vereinheitlichen und handhabbarer zu machen.

Die Neuausrichtung der Anforderungen des § 7a WHG an dem medienübergreifenden Stand der Technik ist eine wesentliche Vorgabe und ein entscheidendes Merkmal für die Durchsetzung eines integrierten Umweltschutzes. Die Kriterien im Anhang zur Bestimmung des Standes der Technik sind Teil der Umsetzung des integrierten Konzeptes. Wobei der Stand der Technik ein dynamischer Prozess ist, der einer ständigen Weiterentwicklung unterliegt. Der Stand der Technik bei Abwassereinleitungen gemäß § 7a WHG muss daher, da die Integration der IVU-Richtlinie in das deutsche Wasserrecht eine stärkere Berücksichtigung medienübergreifender Aspekte fordert, neu ausgerichtet und weiterentwickelt werden.

Seit etwa 1990 wurde der Stand der Technik im Wasserrecht nicht systematisch fortgeschrieben, sondern lediglich den Formerfordernissen der Änderung der Abwasserverordnung bis auf wenige Ausnahmen angepasst. Aus der IVU-Richtlinie müssen explizit medienübergreifende Aspekte einbezogen werden, denn der integrierte Ansatz der IVU-Richtlinie ist dem medialen Ansatz mit „enger“ Schutzgutbetrachtung überlegen. Dabei möchte ich daran erinnern, dass die bisherige Definition des Standes der Technik im § 7a WHG integrativ verstanden wurde und auf der Basis von § 1a WHG über §3 Abs. 2 der Abwasserverordnung mit einem ausdrücklichen Verlagerungsverbot von Schadstoffen in die Luft und Boden verknüpft, aber bisher nicht näher konkretisiert worden ist. Auch die Anforderungen an die Quelle der Verschmutzung sind mit Anforderungen an die Einsatzstoffe in der Abwasserverordnung bereits teilweise realisiert.

Eine Fortschreibung der Abwasserverordnung als Teil der Umsetzung der IVU-Richtlinie ist daher geboten. Bei der Überprüfung des Standes der Technik sollen nationale und internationale Informationen einbezogen sowie das Potenzial der Möglichkeiten zur Straffung der Anhänge nach stofflichen und technischen Aspekten genutzt werden.

Zusätzliche Aspekte, die ebenfalls die Fortentwicklung der Abwasserverordnung notwendig machen, ergeben sich aus der Richtlinie 91/271/EWG (Kommunalabwasser-Richtlinie) und den sich zur Zeit in Bearbeitung befindlichen Maßnahmen zur Minderung der Einträge prioritärer Stoffe nach der Wasserrahmenrichtlinie wie

- Begrenzung der Emissionen aus kommunalen Kanalnetzen sowie aus Regenwasserableitungen
- Vermeidung und Verminderung der Emission prioritärer Stoffe bei Indirekteinleitern und aus Haushaltungen

Eine wichtige Schnittstelle bei der Umsetzung der IVU-Richtlinie und der Kommunalabwasserrichtlinie ist auch die Gesamtbetrachtung der kommunalen Abwasserbehandlung und die Festlegung der Anforderungen an die Indirekteinleiter.

Voraussetzung ist, dass das Kanalnetz sowie die kommunale Abwasserbehandlungsanlage den neuen Anforderungen entsprechen. Bei den zu ergreifenden Vorsorgemaßnahmen haben jetzt die Emissionsbegrenzungen dem neuen Stand der Technik in allen Umweltmedien unter Vermeidung von Problemverlagerungen von einem Medium auf ein anderes zu entsprechen.

Im Rahmen des integrierten Konzeptes sind unter anderem zu beachten:

1. die effiziente Energienutzung,
2. die Unfallvermeidung
3. die Abfallvermeidung
4. der Verbrauch von Rohstoffen und
5. der Einsatz weniger gefährlicher Stoffe.

Die bei der Festlegung des Standes der Technik „im allgemeinen wie auch im Einzelfall zu berücksichtigenden Punkte sind der Anlage zu § 7a WHG zu entnehmen:

1. Einsatz abfallarmer Technologie
2. Einsatz weniger gefährlicher Stoffe
3. Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwertung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffe und ggf. der Abfälle
4. vergleichbare Verfahren, Vorrichtungen und Betriebsmethoden, die mit Erfolg im industriellen Maßstab erprobt wurden
5. Fortschritte in der Technologie und in den wissenschaftlichen Erkenntnissen
6. Art, Auswirkungen und Menge der jeweiligen Emissionen
7. Zeitpunkte der Inbetriebnahme der neuen oder der bestehenden Anlagen
8. Für die Einführung einer besseren verfügbaren Technik erforderliche Zeit
9. Verbrauch an Rohstoffen und Art der bei den einzelnen Verfahren verwendeten Rohstoffe (einschließlich Wasser) sowie Energieeffizienz
10. Die Notwendigkeit, die Gesamtwirkung der Emissionen und die Gefahren für die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden oder zu verringern
11. Die Notwendigkeit, Unfällen vorzubeugen und deren Folgen für die Umwelt zu verringern
12. Die von der Kommission gemäß Art. 16 Abs. 2 oder von internationalen Organisationen veröffentlichten Informationen.

Aufgrund der Vielzahl von Kriterien, die für die Bestimmung des neuen Standes der Technik eingehen und bei der Bestimmung der besten verfügbaren Techniken zu berücksichtigen sind, verliert der Begriff an Eindeutigkeit und Umsetzbarkeit. Zur Ausfüllung des Art. 16 Abs. 2 IVU-Richtlinie führt die Europäische Kommission seit 1997 einen Informationsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten und den betroffenen Industrien über die besten verfügbaren Techniken durch. Das wichtigste Ergebnis und Kernstück einer allerdings rechtlich unverbindlichen europaweiten Harmonisierung sind die medienübergreifenden Beschreibungen der besten verfügbaren Techniken, die als BVT-Referenz-Dokumente = BREF(**B**est available techniques **RE**ference document) – unter Federführung des Europäischen -IVU-Büro (EIPPCB) in Sevilla erarbeitet werden. Seit Beginn des Informationsaustausches hat die Europäische Kommission 15 BVT-Referenzdokumente angenommen und veröffentlicht. Alle BVT-Merkblätter sollen bis Ende 2005 fertiggestellt sein.

Die BVT-Merkblätter sind neben ausführlichen Recherchen und systematischen Zusammenstellungen und Auswertungen eine wichtige Quelle für die Neukonzipierung der Abwasserverordnung als bundeseinheitlicher Anforderungsrahmen.

Der zweitägige Workshop soll uns Antworten und Ansätze geben, die notwendig sind, um die Anforderungen an Abwassereinleitungen unter Berücksichtigung integrierter medienübergreifender Aspekte zu erarbeiten und neu zu strukturieren, dazu haben wir in 4 Themenblöcken die einzelnen Fragenkomplexe abzuarbeiten und in gemeinsamen Diskussionen zu vertiefen.

Ich wünsche der Veranstaltung einen guten Verlauf und möchte mit einem Zitat von Albert Einstein schließen:

„Die maßgeblichen Probleme, denen wir uns heute gegenüber sehen, lassen sich nicht mit dem selben Denkansatz lösen, den wir hatten, als wir sie schufen“

Ich danke Ihnen für Ihre Aufmerksamkeit.

Ist eine Novellierung der Abwasserverordnung aus Sicht der Länder erforderlich?

Dr. Harald Friedrich

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes
Nordrhein-Westfalen

Dipl.-Ing. Stefan Ellerhorst

Deutsche Projekt Union

1. Veranlassung

Der in § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes geforderte Stand der Technik zur Einleitung von Abwasser in Gewässer wird als Mindestanforderung in der Abwasserverordnung festgelegt. Die historische Entwicklung dieser Festlegungen, angefangen von einzelnen Verwaltungsvorschriften über die Rahmenabwasserwaltungsvorschrift bis zur Abwasserverordnung hat jedoch nicht zu einer einheitlich gestalteten durchgängigen Formulierung und einer Abstimmung der Anforderungen unterschiedlicher Herkunftsbereiche auf ein einheitliches Niveau geführt. Auch die systematische Fortschreibung des Standes der Technik ist nicht in allen Bereichen gelungen.

Durch die Weiterentwicklung der EU-Gesetzgebung ergeben sich zusätzliche Aspekte, die eine Neukonzipierung der Abwasserverordnung notwendig machen. Hierzu gehört die Einbeziehung medienübergreifender Aspekte, wie sie durch das Artikelgesetz vom 27.07.2001 (Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz) gefordert wird. Ebenfalls in die Weiterentwicklung einzu beziehen sind Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung der Emissionen prioritärer Stoffe nach der Richtlinie 2000/60/EG vom 23.10.2000 (Wasserrahmen-Richtlinie) sowie Forderungen der Richtlinie 90/271/EWG vom 21.05.1991 (Kommunalabwasser-Richtlinie) zur Begrenzung der Emissionen aus kommunalen Kanalnetzen und aus Regenwasserableitungen.

Die Notwendigkeit einer Neukonzipierung der Abwasserverordnung ergibt sich somit zum Einen aus der systematischen Fortschreibung des Standes der Technik und zum Anderen aus der Pflicht zur Umsetzung der aktuellen EU-Gesetzgebung. Zielsetzung ist dabei die Vereinfachung des Verwaltungsaufwandes und die hieraus resultierende erhöhte Transparenz des wasserrechtlichen Vollzuges durch eine Reduzierung der Anhänge und eine Abstimmung der Anforderungen auf ein einheitliches Niveau.

Auch in der Diskussion der LAWA-Vollversammlung bestand Einigkeit, dass es notwendig ist, die Abwasserverordnung, nachdem sie eine Entwicklung in mehreren Stufen durchlaufen hat, fortzuschreiben und einheitlicher zu gestalten. Dabei sollen unterschiedliche Aspekte berücksichtigt werden. Um die Transparenz zu verbessern, soll versucht werden, die Zahl der Anhänge zu reduzieren und die Anforderungen in den Anhängen auf ein vergleichbares Niveau für die Schadstoffrückhaltung zu bringen. Durch diese Umstellung würde die Transparenz des wasserrechtlichen Vollzuges verbessert und eine Verwaltungsvereinfachung im Sinne einer Deregulierung erreicht. Dabei ist es wichtig, dass die branchenspezifischen

Besonderheiten erhalten bleiben, aber ein durchgängiges Niveau für die Schadstoffrückhaltung, dass dem Stand der Technik entspricht, erzielt wird.

2. Gegenüberstellung und Vergleich der Anhänge

Im Auftrag des Landes NRW wurde die Machbarkeitsstudie „Zusammenfassung und Vereinfachung der Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer – Abwasserverordnung, erarbeitet. Um die Anhänge sinnvoll auf einer vergleichbaren Basis zusammenzuführen, wurden mehrere Kriterien geprüft.

Eine sinnvolle Zusammenfassung und Neustrukturierung der Abwasserverordnung erfordert die Berücksichtigung unterschiedlicher Gesichtspunkte. Die derzeit bestehenden Herkunftsbereiche sind daher zunächst auf Übereinstimmungen hin zu untersuchen. Es wurden Ähnlichkeiten zwischen den derzeitigen Anhängen der Abwasserverordnung identifiziert, welche auf den folgenden Kriterien beruhen:

- Inhaltliche Ähnlichkeit der Branchen
- Ähnlichkeit der Überwachungswerte
- Art des Abwasserbehandlungsverfahrens

2.1 Inhaltliche Ähnlichkeit der Branchen

Unterschiedliche Herkunftsbereiche, die sich in der Art der Produktion bzw. des Produktes vergleichen lassen, wurden zusammengeführt und folgende 6 Gruppen gebildet:

- Lebensmittel
- Holz und Papier
- Stein, Kohle und Keramik
- Mineralöl und Kohlenwasserstoffe
- Abfall
- Eisen und Nichteisenmetall

Es konnten nicht alle Anhänge diesen Gruppen zugeordnet werden, so dass eine Reihe von Anhängen separat erhalten bleibt.

2.2 Ähnlichkeit der Überwachungswerte

In den Anhängen der Abwasserverordnung werden für ca. 80 unterschiedliche Parameter Überwachungswerte genannt. In den verschiedenen Anhängen konnten anhand der Parameterart als auch bzgl. der Höhe der Überwachungswerte Ähnlichkeiten festgestellt werden, die zu einer weiteren Gruppenbildung führten. Es zeigt sich auch, dass einzelne Branchen, die offensichtlich keine Ähnlichkeit im Produkt haben, trotzdem anderen Branchen zugeordnet werden konnten, da die Abwasserbegrenzungen ähnlich waren. Die Gruppe Lebensmittel konnte deshalb um die Branchen

- Ölsortenaufbereitung
- Speisefette und Speiseölraffination

- Trocknung pflanzlicher Produkte für die Futterherstellung
- Herstellung von Hautleim, Gelatine und Knochenleim
- Fleischmehlindustrie

erweitert werden.

2.3 Art des Abwasserbehandlungsverfahrens

Auch die Abwasserbehandlungsverfahren lassen sich auf wesentliche Punkte reduzieren. Anhand dieses Aspektes wurden weitere Gruppen gebildet, die ebenfalls Grundlage für die Neuordnung der Anhänge der Abwasserverordnung sein können. Ein Beispiel hierzu findet sich in der Anlage 1.

3. Möglichkeiten für eine Neuordnung der Abwasserverordnung

Unter Berücksichtigung der o. g. Kriterien konnten zahlreiche Anhänge zusammengeführt werden. Es blieben aber einige separate Anhänge übrig, die keiner dieser Gruppen zugeordnet werden können.

Folgende Anhänge können neu gebildet werden:

- Häusliches und kommunales Abwasser
- Lebensmittel und Biomasse
- Holz und Papier
- Leder und Textilien
- Chemie und Kunststoff
- Kohle und Stein
- Gummi, Kohlenwasserstoffe und Erdöl
- Abfall
- Rauchgas
- Eisen und Nichteisenmetall
- Foto und Druck.

Es wird angeregt, die Möglichkeit, die Einhaltung der wasserrechtlichen Anforderungen durch eine bauaufsichtliche Zulassung sicherzustellen auszuweiten und die Anhänge für die diese Möglichkeit vorrangig ist, entsprechend zusammen zu fassen. Als Beispiel wird der Anhang 49 „Mineralölhaltiges Abwasser“ genannt.

Die genannten Anhänge sind der Anlage 2 zu entnehmen.

Anlage 1:

Beispiele zur Zusammenfassung von Anhängen

(z.B. Gummi, KW und Erdöl)

- nach Überwachungswerten

Anhang	32		36	45
Unterteilung				
Einheit	mg/l	--	mg/l	mg/l
Stoffbezeichnung				
BSB5	25		25	25
CSB	150		120	80
G _F		2		
Kohlenwasserstoffe, gesamt			2	2
N _{ges}	20		25	40
NO ₂ -N	3 ⁵⁾			
Phosphor, P _{ges}	2		1,5	1,5
Name Anhang	Verarbeitung von Kautschuk und Latizes, Herstellung und Verarbeitung von Gummi		Herstellung von Kohlenwasserstoffen	Erdölverarbeitung

-qualifizierte Stichprobe oder 2h-Mischprobe

5) gilt nur für Abwasser aus der Salzbadvulkanisation

- Nach Abwasserbehandlungsverfahren

ursprünglicher Anhang	neuer Anhang	Kurztitel	Sedimentation	Flotation	Öl-, Fettabscheidung	CP-Verfahren (Fällung/Flockung)	Strippung	Oxidation / Reduktion	Biologie
32	7	Kautschuk, Latices, Gummi	x	x		x			x
36	7	Herstellung von Kohlenwasserstoffen		x	x	x	x	x	x
45	7	Erdölverarbeitung		x		x	x	x	x

Anlage 2:

Lebensmittel und Biomasse

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

		Stichprobe			24-h-Mischprobe			qualifizierte Stichprobe oder 2h-Mischprobe										
D : Detailregelung	V: Verbot der Einleitung																	
Anhang		3	4				5	6	7	8	10	11	12	14	15	18	20	21
Unterteilung		Saataufbereitung			Refination													
Einheit		mg/l	g/t	mg/l	m³/t	g/t	mg/l	m³/t	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
Stoffbezeichnung																		
BSB5		25	5			38			25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
CSB		110	20			200			110	110	110	150	110	110	110	110	110	110
Nges		18		30			30		18		25	18	18	18		30	30	50
NH4-N		10							10		10	10	10	10		10	10	
Phosphor, Pges		2	0,4			4,5			2	2	2	2	2	2	2	2	2	
spez Abwassermenge					0,2			1,5										
Name Anhang		<p>Milchverarbeitung</p> <p>Ölsaataufbereitung, Speisefett- und Speiseölrefination</p> <p>Herstellung von Obst- und Gemüseprodukten</p> <p>Herstellung von Erfrischungsgetränken und Getränkeabfüllung</p> <p>Fischverarbeitung</p> <p>Kartoffelverarbeitung</p> <p>Fleischwirtschaft</p> <p>Brauereien</p> <p>Herstellung von Alkohol und alkoholischen Getränken</p> <p>Trocknung pflanzlicher Produkte für die Futterherstellung</p> <p>Herstellung von Hautleim, Gelatine und Knochenleim</p> <p>Zuckerherstellung</p> <p>Fleischmehlindustrie</p> <p>Mälzereien</p>																

Holz und Papier

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

	13			19			28			
	Stichprobe									
D : Detailregelung	24-h-Mischprobe									
V: Verbot der Einleitung	qualifizierte Stichprobe oder 2h-Mischprobe									
Anhang	13			19			28			Anhang
Unterteilung										Unterteilung
Einheit	kg/t	g/t	--	mg/l	kg/t	--	mg/l	kg/t	Einheit	
Stoffbezeichnung										Stoffbezeichnung
AFS							50		AFS	
AOX									AOX	
BSB5	0,2			30			25		BSB5	
Chlorid									Chlorid	
CSB	1 ¹⁾				25			3	CSB	
Färbung: spektraler Absorptionskoeff.										Färbung
G _F			2			2			G _F	
Nges				10			10		Nges	
NH4-N									NH4-N	
Phosphor, P _{ges}				2			2		Phosphor, P _{ges}	
Phenolindex		0,3							Phenolindex	
Sulfit									Sulfit	
Name Anhang	Holzfaserplatten			Zellstoffherzeugung			Herstellung von Papier und Pappe			Name Anhang

1) Für harte Faserplatten, die im Nassverfahren hergestellt werden....., gilt ein Wert von 2 kg/t

Leder und Textilien

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

D : Detailregelung

V: Verbot der Einleitung

Anhang	25	38	52	55	Anhang		
Unterteilung					Unterteilung		
Einheit	mg/l	--	mg/l	mg/l	mg/l	Einheit	
Stoffbezeichnung						Stoffbezeichnung	
AFS						AFS	
AOX	0,5					AOX	
BSB5	25		25		25	BSB5	
Chlorid						Chlorid	
CSB	250		160		100	CSB	
Färbung: spektraler Absorptionskoeff.		436-620				Färbung	
G _F		2 ²⁾	2			G _F	
Nges			20		20	Nges	
NH ₄ -N	10		10			NH ₄ -N	
Phosphor, P _{ges}	2		2 ⁷⁾		2	Phosphor, P _{ges}	
Phenolindex						Phenolindex	
Sulfit			1			Sulfit	
Name Anhang	Lederherstellung, Pelzveredlung, Lederfaserstoffherstellung		Textilherstellung, Textilveredlung		Chemischreinigung Wäschereien		Name Anhang

- 2) Für das Einleiten von Abwasser aus der Pelzveredlung gilt ein Wert von G_F = 4
7) gilt nicht für Abwasser aus dem Einsatz von organischen Phosphorverbindungen

Chemie und Kunststoff

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

D : Detailregelung
V: Verbot der Einleitung

Stichprobe
24-h-Mischprobe
qualifizierte Stichprobe oder 2h-Mischprobe

Anhang	9	22	37	42	43	54
Unterteilung						
Einheit	mg/l	--	mg/l	--	mg/l	kg/t
Stoffbezeichnung						
BSB5	20				25	
CSB	120	D	D	50	D	
Eisen				D		
GA			16			
GD			8			
G _F	2	2		2	2	2
GL			32			
GM			1,5			
Nges		50			D	
NH4-N			D			
Phosphor, Pges		2			2	
Sulfat				D		
Sulfid oder Sulfid, leicht freisetzbar					D	
Sulfit			D			
Name Anhang	Herstellung von Beschichtungsstoffen und Lackharzen	Chemische Industrie	Herstellung anorganischer Pigmente	Alkalichloridelektrolyse	Herstellung von Chemiefasern, Folien und Schwammtuch nach dem Viskoseverfahren sowie von Celluloseacetatfasern	Herstellung von Halbleiterbauelementen

Kohle und Stein

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

Anhang	2		16	17	26			
	mg/l		g/t	mg/l	Bereich 1	Bereich 2	Bereich 3	Bereich 4
Unterteilung					mg/l	mg/l	m ³ /t	mg/l
Einheit								
Stoffbezeichnung								
AFS	50	18	80	50	100	100		30 ⁴⁾
BSB5								
CSB	50	30	100	80		150		80 ⁴⁾
Nges								
Phosphor, Pges				1,5				
spez Abwassermenge							V	V ³⁾
TNb (gesamt. Gebundener Stickstoff)								
Name Anhang	Braunkohle-Brikettfabrikation		Steinkohlenaufbereitung	Herstellung keramischer Erzeugnisse	Steine und Erden			

3) Bei der Herstellung von Faserzement darf Abwasser nicht eingeleitet werden, es sei denn, die Produktionseinheit wird routinemäßig gereinigt

4) Bei routinemäßiger Reinigung der Produktionseinheit zur Herstellung von Faserzement gelten Anforderungen für CSB = 80, AFS = 30 mg/l

Gummi, Kohlenwasserstoffe und Erdöl

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

	Stichprobe				
	24-h-Mischprobe				
	qualifizierte Stichprobe oder 2h-Mischprobe				
D : Detailregelung	32	36	45	Anhang	
V: Verbot der Einleitung				Anhang	
Unterteilung				Unterteilung	
Einheit	mg/l	--	mg/l	mg/l	
Einheit				Einheit	
Stoffbezeichnung				Stoffbezeichnung	
BSB5	25		25	25	BSB5
CSB	150		120	80	CSB
G _F		2			G _F
Kohlenwasserstoffe, gesamt			2	2	Kohlenwasserstoffe, gesamt
Nges	20		25	40	Nges
NO ₂ -N	3 ⁵⁾				NO ₂ -N
Phosphor, P _{ges}	2		1,5	1,5	Phosphor, P _{ges}
Name Anhang				Name Anhang	
	Verarbeitung von Kautschuk und Latizes, Herstellung und Verarbeitung von Gummi				
		Herstellung von Kohlenwasserstoffen			
			Erdölverarbeitung		

5) gilt nur für Abwasser aus der Salzbadvulkanisation

Abfall

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

D : Detailregelung		Stichprobe				Anhang	
V: Verbot der Einleitung		24-h-Mischprobe				Unterteilung	
		qualifizierte Stichprobe oder 2h-Mischprobe				Einheit	
Stoffbezeichnung	23	27		51		Stoffbezeichnung	
Aluminium			3			Aluminium	
BSB5	20				20	BSB5	
CSB	200		200		200	CSB	
Eisen			3			Eisen	
Fluorid, gesamt			30			Fluorid, gesamt	
GD				4		GD	
G _F		2		2		G _F	2
GL				4		GL	
Kohlenwasserstoffe, gesamt	10				10 ¹¹⁾	Kohlenwasserstoffe, gesamt	
Nges	70		30		70	Nges	
NO ₂ -N			2		2	NO ₂ -N	
Phosphor, Pges	3		2		3	Phosphor, Pges	
Phenolindex			0,15			Phenolindex	
Name Anhang	Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen		Behandlung von Abfällen durch chemische und physikalische Verfahren (CP- Anlagen) sowie Altlösaufarbeitung		Oberirdische Ablagerung von Abfällen		Name Anhang

11) gilt nicht für Abwasser aus der Ablagerung von Siedlungsabfällen

Rauchgas

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

	Stichprobe			
	24-h-Mischprobe			
	qualifizierte Stichprobe oder 2h-Mischprobe			
D : Detailregelung				
V: Verbot der Einleitung				
Anhang	33	41	47	Anhang
Unterteilung				Unterteilung
Einheit	mg/l	mg/l	mg/l	Einheit
Stoffbezeichnung				Stoffbezeichnung
AFS		30	30	AFS
CSB	80 / 150 ⁶⁾	130	80 / 150 ⁶⁾	CSB
Fluorid	30	30	30	Fluorid
G _F	D		D	G _F
Sulfat	2000	3000	2000	Sulfat
Sulfit	20		20	Sulfit
Name Anhang	Wäsche von Abgasen aus der Verbrennung von Abfall	Herstellung und Verarbeitung von Glas und künstlichen Mineralfasern	Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen	Name Anhang

6) gilt beim Einsatz von Branntkalk / Einsatz von Kalkstein

Eisen und Nichteisenmetall

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

D : Detailregelung

V: Verbot der Einleitung

Stichprobe

24-h-Mischprobe

qualifizierte Stichprobe oder 2h-Mischprobe

Anhang	24		29		39				40	
Unterteilung					Bereich 1	Bereich 2	Bereich 3	Bereich 4		
Einheit	g/t	--	mg/l	--	kg/t	kg/t	kg/t	kg/t	mg/l	--
Stoffbezeichnung										
Aluminium						0,009	0,02		D ⁸⁾	
CSB	100		D		1,5	0,5	0,3	0,5	D ⁸⁾	
Cyanid, leicht freisetzbar	0,5									
Eisen	5		D		0,1				D ⁸⁾	
Fluorid			D				0,3	0,3	D ⁸⁾	
G _F		2		D	4					D ⁸⁾
Kohlenwasserstoffe, gesamt	5		D				0,02	0,05	10 ⁸⁾	
NH ₄ -N									D ⁸⁾	
NO ₂ -N			D						D ⁸⁾	
Phosphor, P _{ges}			D						2 ⁸⁾	
Phenolindex	2,5									
Name Anhang	Eisen-, Stahl- und Tempergießerei		Eisen - und Stahlerzeugung		Nichteisenmetallerstellung				Metallbearbeitung, Metallverarbeitung	

8) Beim Galvanisieren von Glas gilt nur die Anforderung für die Fischgiftigkeit mit GF = 2

Foto und Druck

AbwV Teil C: Anforderung an die Einleitstelle

D : Detailregelung

V: Verbot der Einleitung

Anhang	53	56	
Unterteilung			
Einheit	mg/l	mg/l	---
Stoffbezeichnung			
Aluminium		3	
BSB5		25	
CSB		160	
Eisen		3	
Kohlenwasserstoffe, gesamt		10	
Nges		50	
Phosphor, Pges		2	
Name Anhang	Fotografische Prozesse (Silberhalogenid-Fotografie)	Herstellung von Druckformen, Druckerzeugnissen und grafischen Erzeugnissen	

Integrierter Umweltschutz im Wasserrecht, insbesondere § 7a WHG

Dr. Konrad Berendes

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

1. Integrierter Umweltschutz

1.1 Medialer und integrierter Umweltschutz

Umweltschutz und Umweltrecht sind vor mehr als 30 Jahren als eigenständiger Politik- und Rechtsbereich entstanden und seither ständig ausgebaut und verfeinert worden. Zunächst war das Umweltrecht praktisch allein medien-spezifisch-sektoral strukturiert. In einer Vielzahl gesetzlicher und untergesetzlicher Vorschriften hat der Staat gezielt den Schutz von Wasser, Luft, Boden und sonstigen Naturgütern verankert und fortentwickelt. Zentrale allgemeine Schutzgesetze sind bis heute das Bundesnaturschutzgesetz, das Bundes-Immissionsschutzgesetz, das Wasserhaushaltsgesetz, das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, das Bundes-Bodenschutzgesetz und das Atomgesetz.

Schon bald entwickelten sich aber auch bedeutsame Ansätze einer integrierten, fach- und medienübergreifenden Umweltpolitik: Chemikaliengesetz, Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung, Umweltinformationsgesetz, Umwelthaftungsgesetz, Umweltauditgesetz. Für die moderne Umweltpolitik tritt der integrierte Umweltschutz immer stärker in den Vordergrund, national ebenso wie international. Die neueren umweltpolitischen Maximen lauten:

- Bekämpfung der Umweltverschmutzung an der Quelle
- Fach- und medienübergreifender Schutz der Umwelt unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen und möglichen Verlagerungseffekten

Diesen Zielen tragen die herkömmlichen Strukturen des Umweltrechts und der Umweltverwaltung nicht optimal Rechnung. In den Ländern hat man zwar mit der Umorganisation der bisher medien-spezifisch und weitgehend autonom operierenden Umweltfachverwaltungen begonnen. Es bleibt aber das große Ziel, das zersplitterte Umweltrecht zu vereinheitlichen, systematisch neu zu ordnen und damit übersichtlicher und besser handhabbar zu machen. Mit der Harmonisierung des Umweltrechts können zugleich innovative Reformansätze zur effizienten Bewältigung der Zukunftsaufgaben des Staates verwirklicht werden, z.B. die Selbstverantwortung des Einzelnen gestärkt und dafür das mittlerweile sehr dicht gewordene Netz ordnungsrechtlicher Regelungen gelockert werden, um mehr Spielräume für flexiblere Lösungen zu eröffnen.

Bei der Harmonisierung des Umweltrechts gilt es aber auch, bewährte Strukturen der einzelnen Fachgebiete zu bewahren. Man gerät leicht in Versuchung, das bisherige Defizit an umweltrechtlicher Harmonisierung in ein Übermaß umzuwandeln und dabei nicht zu leugnende Unterschiede in den materiellen Grundprinzipien des medialen Umweltschutzes zum Nachteil einzelner Schutzgüter zu nivellieren. Nicht Maximierung, sondern Optimierung des integrativen Umweltschutzes muss deshalb die Devise lauten.

1.2 Integrationsansätze im deutschen Umweltrecht

Das anspruchsvollste und ehrgeizigste Ziel zur Durchsetzung des Integrationsgedankens im Umweltschutz ist die Zusammenfassung des in einer Vielzahl von Einzelgesetzen normierten Umweltrechts in einem Umweltgesetzbuch (UGB). Grundlage der politischen Diskussion bildet der Entwurf für ein Gesamt-UGB, den die vom früheren Bundesumweltminister Klaus Töpfer eingesetzte Unabhängige Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch im September 1997 nach fünfjähriger Arbeit vorgelegt hat. Töpfers Amtsnachfolgerin Angela Merkel entschied dann allerdings, das Umweltgesetzbuch nur sukzessive in mehreren Schritten (Büchern) anzugehen. In einem Ersten Buch (UGB I) sollte als Kernstück das einheitliche umweltrechtliche Zulassungsverfahren, das auch die bisher dem Wasserrecht unterworfenen gewässerbezogenen Entscheidungen umfasst, eingeführt werden. Dabei sollten gleichzeitig zwei wichtige neue Richtlinien der Europäischen Gemeinschaft, die Richtlinie 96/61/EG vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) und die Richtlinie 97/11/EG zur Änderung der Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten vom 3. März 1997 (UVP-Änderungsrichtlinie), in deutsches Recht umgesetzt werden. Die Regelungen dieser Richtlinien sehen eine integrative Prüfung und Bewertung bestimmter umweltrelevanter Vorhaben vor, eignen sich also in besonderer Weise für eine Normierung in einem Umweltgesetzbuch.

Der durch die kurzen Umsetzungsfristen ausgelöste hohe Zeitdruck hat sich jedoch nicht wie von den Initiatoren erhofft als „Rückenwind“ für das Gesetzgebungsprojekt erwiesen. Wegen der gravierenden, kurzfristig nicht zu bewältigenden rechtlichen und politischen Probleme hat das Bundesumweltministerium im Sommer 1999 die Arbeiten am UGB I vorerst eingestellt, um zunächst so rasch wie möglich die überfälligen EG-rechtlichen Verpflichtungen zu erfüllen. Vor allem die für wasserrechtliche Regelungen des Bundes bestehenden Beschränkungen der Gesetzgebungsbefugnis haben zur Entscheidung geführt, die dringliche Umsetzung der IVU-Richtlinie und der UVP-Änderungsrichtlinie auf der Grundlage einer „kleinen“ Umsetzungskonzeption durch ein Artikelgesetz vorzuziehen. „Artikelgesetz“ bedeutet dabei, dass die betroffenen Fachgesetze des Bundes in einem Gesetzesakt durch entsprechende Artikel geändert werden. Nach dem Konzept sollte grundsätzlich nicht mehr als EG-rechtlich unbedingt geboten in das deutsche Recht übernommen („1:1-Umsetzung“), der in Deutschland erreichte Umweltstandard aber auch nicht abgeschwächt werden.

Das am 3. August 2001 in Kraft getretene „Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz“ vom 27. Juli 2001 (BGBl. I S. 1950) zeigt auf, welche umfangreichen und komplizierten Anpassungen des geltenden Rechts inzwischen durch Europa vorgegeben sind. Die gleichwohl – verglichen mit dem Modell des UGB I – immer noch "kleine" Lösung hat der Bund deshalb gewählt, weil sie einerseits innerhalb des europa- und verfassungsrechtlichen Rahmens am schnellsten realisierbar war und andererseits die angestrebte „große“ Lösung beim Ausbau des integrierten Umweltschutzes am wenigsten in Frage stellte. Das Projekt UGB soll deshalb auf der Grundlage erweiterter Gesetzgebungszuständigkeiten des Bundes weiter verfolgt werden. In der aktuellen Reformdiskussion im Rahmen der Föderalismuskommission ist man sich schon einig, dass nach der künftigen Kompetenzordnung des Grundgesetzes dem Bund der Erlass eines Umweltgesetzbuchs möglich sein soll.

1.3 Zur Problematik integrierter Umweltschutzregelungen im Wasserrecht

Der Erlass fach- und medienübergreifender Umweltschutzregelungen bis hin zur Schaffung eines Umweltgesetzbuchs wirft für jedes bisher sektoral normierte Fachgebiet Probleme auf. Dies gilt vor allem für das Recht der Wasserwirtschaft, das im Vergleich zum modernen anlagenbezogenen Umweltschutz einige essenzielle Besonderheiten aufweist.

Neben der möglicherweise bald gelösten Kompetenzfrage spielen seit langem bewährte materielle Strukturen des deutschen Wasserrechts eine zentrale Rolle. Die Gewässer unterliegen wegen ihrer überragenden Bedeutung für das Gemeinwohl einer umfassenden staatlichen Bewirtschaftung. Zu diesem Zweck hat das Wasserhaushaltsgesetz die sog. öffentlich-rechtliche Benutzungsordnung eingeführt, d.h. jede Gewässerbenutzung bedarf grundsätzlich einer behördlichen Zulassung (Erlaubnis oder Bewilligung). Das Wasserrecht kennt keinen Anspruch auf Benutzung eines Gewässers, die Wasserwirtschaftsverwaltungen treffen in Erfüllung ihres Bewirtschaftungsauftrags (§ 1a Abs. 1 WHG) keine gebundenen Entscheidungen, sondern Ermessensentscheidungen. Das Bundesverfassungsgericht hat diese Ordnung in seinem bekannten Nassauskiesungsbeschluss vom 15. Juli 1981 nicht nur für verfassungsrechtlich vertretbar, sondern sogar für zwingend geboten angesehen.

Anders beim Bundes-Immissionsschutzgesetz: Für die behördliche Zulassung von Industrieanlagen besteht in Anlehnung an die Prinzipien der Baufreiheit ein Rechtsanspruch. Ein solcher Anspruch auf die Benutzung der Gewässer ist wasserwirtschaftlich nicht vorstellbar. Es gibt auch keine zwingenden praktischen oder rechtsdogmatischen Gründe, ihn im Rahmen einer Harmonisierung des Umweltrechts einzuführen. Das Spektrum des Umweltschutzrechts reicht über das Industrieanlagenrecht weit hinaus. Bewährte Strukturen sollte und kann man hier wie dort nicht aufgeben. Es bleibt abzuwarten, wie der Gesetzgeber letztlich die unabwiesbaren Belange einer sachgemäßen staatlichen Gewässerbewirtschaftung nach behördlichem Ermessen im Konzept integrativ ausgestalteter Umweltschutzregelungen berücksichtigt.

Man hat vielfach prognostiziert, die wasserspezifischen Probleme, die Anlass für die Zurückstellung des Projekts UGB I waren, würden in gleicher oder ähnlicher Weise auch auf das Vorhaben Artikelgesetz durchschlagen. Dies trifft nicht zu, denn bei der sowohl aus verfassungsrechtlichen als auch aus umweltpolitischen Gründen gewählten kleinen Lösung bei der Richtlinienumsetzung in den Fachgesetzen ist es möglich gewesen, jede von der Gesetzgebungszuständigkeit des Bundes nicht abgedeckte Regelung in das Landesrecht zu verlagern. Das Gesetz ist darüber hinaus auch mit den im Vergleich zu einem Umweltgesetzbuch doch bescheidenen Integrationsansätzen des EG-Rechts vereinbar. Das Artikelgesetz zeigt jetzt konkret auf, welche Disharmonien im Recht des integrierten Umweltschutzes bei der vorhandenen uneinheitlichen Kompetenzlage auftreten können. Dies gilt besonders für den Bereich der Umweltverträglichkeitsprüfung. Weiter gehende integrierte Umweltschutzregelungen bis hin zum Umweltgesetzbuch müssen späteren Gesetzesvorhaben mit erweiterten Gesetzgebungsbefugnissen des Bundes vorbehalten bleiben.

2. Wasserrechtliche Umsetzung der IVU-Richtlinie

Im integrierten Konzept der IVU-Richtlinie umfasst der Begriff „Umweltverschmutzung“ die Freisetzung von Stoffen in Luft, Wasser und Boden. Dieses Prinzip wird formell und materiell in den einschlägigen medienbezogenen Umweltfachgesetzen verankert (paralleler

Ansatz), also im Bundes-Immissionsschutzgesetz, Wasserhaushaltsgesetz und Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, eine Anpassung des Bundes-Bodenschutzgesetzes war nicht erforderlich. Der parallele Ansatz lässt es zu, das umzusetzende EG-Recht voll in die bestehenden spezifischen Strukturen der deutschen Fachgesetze einzupassen.

2.1 Materielle Integration

In materieller Hinsicht wird der medienbezogene Umweltschutz zur integrativen Betrachtung verpflichtet. So müssen künftig den Vorgaben der IVU-Richtlinie entsprechend bei der Luft-, der Wasser- und der Bodenreinhaltung mögliche Verlagerungen von Emissionen auf andere Schutzgüter berücksichtigt werden. Es ist ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt und nicht nur für ein bestimmtes Medium zu gewährleisten. Die Verpflichtungen der Richtlinie zur materiellen Integration werden im Wasserhaushaltsgesetz in zweifacher Weise umgesetzt:

Für die im Vordergrund stehenden Emissionsbegrenzungen nach dem Stand der Technik wird für alle Medien ein identischer Begriff mit integrativer Ausrichtung zugrunde gelegt. Die entsprechenden Emissionsminderungsmaßnahmen müssen Luft, Wasser und Boden sowie die Abfallentsorgung und sonstige Auswirkungen auf die Umwelt einbeziehen und auf ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt abzielen.

Der Integrationsgedanke gilt aber nicht nur für Emissionsbegrenzungen nach dem Stand der Technik. Er wird deshalb ausdrücklich in die allgemeinen Leitlinien der Gewässerbewirtschaftung (§ 1a Abs.1 WHG) einbezogen. Das Gebot, im Rahmen der staatlichen Gewässerbewirtschaftung Verlagerungen nachteiliger Umweltauswirkungen auf andere Schutzgüter zu berücksichtigen und auf ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt hinzuwirken, ist im Wasserrecht aber auch schon bisher vom Kriterium „Wohl der Allgemeinheit“ und vom Bewirtschaftungsermessen abgedeckt gewesen und hat deshalb in erster Linie klarstellende Funktion.

2.2 Formelle Integration

Verfahrensmäßig ist der integrierte Umweltschutz durch eine „vollständige Koordinierung“ der Zulassungsverfahren und der Auflagen zu gewährleisten. Die IVU-Richtlinie verlangt keine Konzentration mehrerer behördlicher Entscheidungen (z.B. immissionsschutzrechtliche Genehmigung und wasserrechtliche Erlaubnis), nicht einmal wie die UVP-Richtlinie die Bestimmung einer federführenden Behörde. Sie regelt aber ziemlich detailliert die Durchführung der Zulassungsverfahren sowie die Überwachung und Überprüfung der Genehmigung.

Aus Kompetenzgründen setzt das Wasserhaushaltsgesetz nicht selbst die verfahrensrechtlichen Bestimmungen der IVU-Richtlinie um, sondern erteilt den Ländern, wie es Artikel 75 GG für die Rahmengesetzgebung grundsätzlich verlangt, entsprechende Regelungsaufträge. Damit legen die Länder fest, wie die Koordinierung mehrerer für die Zulassung des Vorhabens zuständiger Behörden abläuft. Die Kompetenzordnung lässt es nicht zu, bundesrechtliche Vorgaben für die behördliche Koordinierung in den wasserrechtlichen Verfahren zu erlassen. Der neue § 10 Abs. 5 Satz 2 BImSchG will und kann nur die immissionsschutzrechtlichen Verfahren steuern.

Im Zusammenhang mit der Erweiterung des integrierten Umweltschutzes wird immer wieder die Ausdehnung der Konzentrationswirkung der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung nach § 13 BImSchG auf die wasserrechtliche Erlaubnis und Bewilligung diskutiert, eine sicher prüfenswerte Option für ein Integrationsmodell. Die komplette Abschaffung der wasserrechtlichen Verfahren durch den Bundesgesetzgeber in den von § 13 BImSchG erfassten Fällen wäre aber mit Artikel 75 GG nicht mehr vereinbar, müsste also von den Ländern geregelt werden. Unabhängig von der fachpolitischen Beurteilung einer weitergehenden Konzentrationswirkung wird auch hier deutlich, welche praktische Relevanz die Verfassungsreform von 1994 für die Wassergesetzgebung des Bundes hat.

Dem Landeswasserrecht obliegt die Umsetzung insbesondere zu folgenden Vorschriften der IVU-Richtlinie:

- Mindestinhalt der Genehmigungsanträge
- Erteilung der Genehmigung mit Auflagen zur Durchsetzung der Integration
- Überprüfung und Aktualisierung der Auflagen für bestehende Anlagen mit Fristvorgaben
- Überwachung, Überprüfung und Aktualisierung der Genehmigungsaufgaben
- Verfahren bei Änderung von Anlagen
- Beteiligung der Öffentlichkeit und Zugang zu Informationen
- Beschaffung relevanter Emissionsdaten (Abwassererklärung)
- Öffentlichkeits- und Behördenbeteiligung bei grenzüberschreitenden Auswirkungen

Mit Ausnahme von Sachsen-Anhalt liegen inzwischen die landesrechtlichen Umsetzungs-vorschriften vor. Meist sind die Landeswassergesetze geändert, teilweise sog. IVU-Verordnungen erlassen worden.

3. Integrierter Umweltschutz im neuen § 7a WHG

Ziel des integrierten Ansatzes zur Vermeidung und Verringerung der Umweltverschmutzung ist vor allem, die Emission von Schadstoffen in die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden nach den besten verfügbaren Techniken (BVT/BAT) zu begrenzen. Kernstück der europarechtlich motivierten Neuregelung ist die einheitliche Definition des Standes der Technik in den einschlägigen deutschen Umweltgesetzen mit der ausdrücklichen Verpflichtung, die Emissionsbegrenzungen medienübergreifend auszugestalten und am Schutzniveau der Umwelt insgesamt zu orientieren. Im Wasserrecht ist hierfür § 7a WHG die einschlägige Rechtsgrundlage.

3.1 Entwicklung des § 7a WHG

§ 7a WHG ist mit Wirkung vom 1.10.1976 durch die 4. Novelle in das Gesetz eingefügt worden und hat für Abwassereinleitungen zunächst nur die allgemein anerkannten Regeln der Technik – ohne nähere Definition – vorgeschrieben. Die 5. WHG-Novelle von 1986 ordnete dann für die Einleitung gefährlicher Stoffe die Anwendung des fortschrittlichen Standes der Technik an, verzichtete dabei ebenfalls auf eine eigenständige wasserrechtliche Definition dieses Standards. Dem § 7a WHG lag deshalb die allgemein übliche, im alten § 3 Abs. 6 BImSchG gesetzlich fixierte Begriffsbestimmung zugrunde.

Die 6. WHG-Novelle von 1996 entwickelte die Konzeption des § 7a weiter fort. Der Stand der Technik wurde maßgebendes Anforderungsniveau für alle Abwassereinleitungen und in Absatz 5 des § 7a für das Wasserrecht eigenständig definiert: „Stand der Technik ... ist der Entwicklungsstand technisch und wirtschaftlich durchführbarer fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, die als beste verfügbare Techniken zur Begrenzung von Emissionen praktisch geeignet sind.“ Diese Definition und die ebenfalls neu geschaffene Möglichkeit, für vorhandene Einleitungen abweichende – sprich: schwächere – Anforderungen zu stellen, standen unter dem ausdrücklichen Vorbehalt der Verhältnismäßigkeit. Außerdem hat die Novelle die Festlegung der bundesweit einheitlichen Anforderungen nach dem Stand der Technik stärker verrechtlicht, indem die Form der Rechtsverordnung an die Stelle der vorher üblichen Verwaltungsvorschrift trat. Inhaltlich hat das Änderungsgesetz versucht, die sich schon abzeichnende Definition der besten verfügbaren Techniken nach der IVU-Richtlinie mit abzudecken. Nach dem Verständnis von Bund und Ländern umfasste diese Definition bereits wesentliche integrative Elemente, denn § 3 Abs. 2 der Abwasserverordnung enthielt von Anfang an das Verbot, die Anforderungen durch Verfahren zu erreichen, die Umweltbelastungen in andere Umweltmedien wie Luft oder Boden verlagern. Die letzte Änderung des § 7a WHG durch das Artikelgesetz vom 27.7.2001 führte dann zur jetzt gültigen Fassung.

3.2 Das Integrationskonzept des neuen § 7a WHG

§ 7a WHG setzt Artikel 3 Buchst. a der IVU-Richtlinie um. Danach sind Anlagen gemäß Anhang I der IVU-Richtlinie so zu betreiben, dass jede geeignete Vorsorge gegen Umweltverschmutzungen insbesondere durch den Einsatz der besten verfügbaren Techniken getroffen wird. „Umweltverschmutzung“ bedeutet dabei direkte und indirekte Freisetzung von Stoffen, Erschütterungen, Wärme oder Lärm in Luft, Wasser oder Boden, die zu Beeinträchtigungen von Gesundheit, Umwelt, Sachwerten oder anderen legitimen Nutzungen der Umwelt führen (Artikel 2 Nr. 2 IVU-Richtlinie). Darunter fallen im Bereich der Wasserwirtschaft in erster Linie Abwassereinleitungen. Was die IVU-Richtlinie unter „beste verfügbare Techniken“ versteht, ist in Artikel 2 Nr. 11 in Verbindung mit Anhang IV der Richtlinie näher definiert.

Die IVU-Richtlinie wird im Bereich der besten verfügbaren Techniken nicht voll, sondern nur annähernd 1 : 1 in das deutsche Umweltrecht umgesetzt. Dabei ist die Umsetzung auch nicht für alle betroffenen Fachgesetze völlig einheitlich ausgefallen. Im Einzelnen:

- Einheitlich für alle Umweltmedien ist zunächst die Definition des Standes der Technik mit dem Katalog der zu berücksichtigenden Kriterien (§ 7a Abs. 5 in Verbindung mit Anhang 2 WHG).
- Das deutsche Umweltrecht hat bei der Umsetzung des BVT am herkömmlichen Begriff „Stand der Technik“ festgehalten. Auch sonst ist die Definition der Richtlinie im deutschen Recht stark verändert worden. Wichtigster Unterschied: Die deutsche Definition vermeidet den doppelten Superlativ der IVU-Richtlinie („effizientester“ und „fortschrittlichster“ Entwicklungsstand), schwächt im Gegenzug aber das Kriterium „verfügbar“ nicht in dem Maße ab, wie dies in der IVU-Richtlinie geschieht. Die Europäische Kommission hat die Umsetzung nicht als EG-rechtswidrig beanstandet.
- Die neue einheitliche Definition des Standes der Technik behandelt die Emissionsbegrenzung für alle Medien gleich, räumt also dem Schutz des vom Gesetz jeweils

geregelten Mediums, z.B. das Wasser im WHG oder die Luft im BImSchG, keinen Vorrang ein. In den integrativen Ansatz sind sämtliche Auswirkungen auf die Umwelt einbezogen. Der Kriterienkatalog des Anhangs 2 konkretisiert diese nur beispielhaft.

- Auch der neue Begriff des Standes der Technik enthält keine ausdrückliche Aussage zur Verhältnismäßigkeit. Diese findet sich in Ansätzen aber im Merkmal der praktischen Eignung wieder. Im Eingangssatz zum Kriterienkatalog des Anhangs 2 WHG wird dann ausdrücklich klargestellt, dass die Verhältnismäßigkeit zu berücksichtigen ist. Für nach § 7a Abs. 2 WHG mögliche abweichende Anforderungen für vorhandene Einleitungen ist eine weitere Verhältnismäßigkeitsprüfung vorgeschrieben. Dritte Stufe der Verhältnismäßigkeitsprüfung ist die Anpassung vorhandener Einleitungen an die Anforderungen nach § 7a Abs. 1 und 2 WHG im Einzelfall: Sie muss in „angemessenen“ Fristen erfolgen und die Vorgaben des § 5 Abs. 1 Sätze 2 und 3 WHG beachten.
- Im Wasserrecht hat der Gesetzgeber bei den integrativ festzulegenden Anforderungen bewusst auf eine Beschränkung auf die dem Anhang I der IVU-Richtlinie unterfallenden Anlagen verzichtet. Insofern liegt § 7a WHG in seinem vollen Anwendungsbereich das integrierte Konzept der IVU-Richtlinie zugrunde. Die Bezugnahme im Eingangssatz des Anhangs 2 WHG auf „Anlagen einer bestimmten Art“ enthält keinen – völlig im Ungewissen bleibenden – Verweis auf die IVU-Anlagen, die Klausel soll nur verdeutlichen, dass der Stand der Technik auf bestimmte Abwasserarten bezogen ist (Branchenansatz) und nicht etwa auf die individuelle Anlage des Betreibers.
- Zentrale Rahmenbedingungen für die Fortschreibung des Standes der Technik
- Für die integrativ ausgerichtete Fortschreibung der Anforderungen nach dem Stand der Technik sind weiterhin folgende Rahmenbedingungen besonders erwähnenswert:
- Das WHG als Ganzes ist nur ein Rahmengesetz nach Artikel 75 GG. § 7a ist aber als sog. punktuelle Vollregelung ausgestaltet, die bis zur Verfassungsreform von 1994 zulässig war und gemäß Artikel 125a Abs. 2 Satz 3 GG Bestandsschutz genießt, also fortgilt. Das bedeutet: Das Bundesrecht legt abschließend fest, welche konkreten Anforderungen nach dem Stand der Technik zu stellen sind. Weiter gehende Anforderungen nach § 6 WHG müssen aber, wie § 1a Abs. 1 Satz 3 WHG vorschreibt, ebenfalls den Erfordernissen des integrierten Umweltschutzes Rechnung tragen.
- Die Abwasserverordnung kann auch, wie bereits geschehen, gestützt auf § 7 KrW-/AbfG abfallrechtliche Anforderungen enthalten.
- Der sog. Sevilla-Prozess nach Artikel 16 Abs. 2 der IVU-Richtlinie dient allein dem Informationsaustausch. Die in diesem Prozess erstellten BREF-Dokumente haben keine Verbindlichkeit, sind also nicht umzusetzen. Sie informieren alle Betroffenen nur über bestehende und praktizierte Verfahren. Die gewonnenen Erkenntnisse können aber Anlass für die Festlegung gemeinschaftsweiter Emissionsgrenzwerte (Artikel 18 Abs. 1 der IVU-Richtlinie) oder für die nationale Fortschreibung der Anforderungen nach § 7a WHG sein.
- Für den Normadressaten ist das nationale Recht vorrangig anzuwenden. EG-Richtlinien wenden sich demgegenüber in erster Linie an die nationale Rechtsetzung.

Unabhängig von EG-rechtlichen Vorgaben ist deshalb zu beachten, dass § 7a WHG der Bundesregierung den Auftrag erteilt, die Abwasserverordnung als Daueraufgabe dem technischen Fortschritt anzupassen.

4. Fazit und Ausblick

Die Schaffung eines Ersten Buchs zum Umweltgesetzbuch als Einstieg in eine umfassende Harmonisierung des Umweltrechts hat sich kurzfristig nicht realisieren lassen. Die „kleine“ Lösung in Gestalt des Artikelgesetzes zur Umsetzung verschiedener EG-Richtlinien macht deutlich, welche Integrationsaufgaben dem Bundesgesetzgeber schon aus den Verpflichtungen des supranationalen Recht erwachsen. Das Artikelgesetz bringt den integrierten Umweltschutz einen weiteren Schritt voran, zeigt aber auch klar die verfassungsrechtlichen Grenzen für eine Vereinheitlichung des Umweltrechts auf. Letztlich wird jedenfalls die angestrebte „große“ Lösung ohne eine Erweiterung der Bundeskompetenzen nicht machbar sein. Für den Bereich des § 7a WHG haben aber schon die IVU-Richtlinie und das zu ihrer Umsetzung erlassene Artikelgesetz ein stringentes Integrationskonzept etabliert. Es gilt, dieses Konzept jetzt in konkrete Anforderungen umzusetzen und in die behördliche und betriebliche Praxis einzuführen.

Vorgehensweise zur Integration von WHG, BImSchG und KrW/AbfG bei einer medienübergreifenden Betrachtung sowie Emissionsanforderungen aus der WRRL (prioritäre Stoffe)

Dr. Dieter Kaltenmeier

Regierungspräsidium Freiburg

1. Ist-Zustand: Koordination und Abgrenzung immissionsschutzrechtlicher und wasserrechtlicher Gestattungen, was decken die Anhänge ab?

Das Recht auf Zulassung von Industrieanlagen in Deutschland beruht auf zwei Säulen:

Das immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren und die erforderlichen wasserrechtlichen Gestattungen. Beide haben im Bereich des industriellen Umweltschutzes eine lange Rechtstradition. Die IVU-Richtlinie mit ihrem "integrierten Ansatz" und ihrer Verpflichtung für "eine vollständige Koordination des Verfahrens und der Auflagen in der Genehmigung" wurde durch das Artikelgesetz (ArtG) so umgesetzt, dass parallele Zulassungsverfahren (wasserrechtliche Erlaubnis, BImSchG-Genehmigung) fortbestehen (keine integrierte Vorhabengenehmigung, wie in UGB I vorgesehen) - vgl. Vortrag BERENDES.

Dementsprechend erfolgt eine ggf. erforderliche Koordination solcher Verfahren bei IVU-Anlagen

- gemäß § 10 Abs. 5 BImSchG (bei Genehmigung neuer Anlagen oder wesentlicher Änderungen)
- gemäß LWG/ IVU-VO Wasser der Länder (bei wasserrechtlichen Erlaubnissen, Genehmigungen nach Indirekteinleiterverordnungen).

Eine federführende Behörde wird nicht benannt.

Wasserrechtliche Gestattungen der Einleitungen (wasserrechtliche Erlaubnis) sind also im Gegensatz zur wasserrechtlichen Genehmigung von Abwasseranlagen, Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und anlagenbezogenen Bereichen der Abfallwirtschaft von der Konzentrationswirkung des BImSchG nicht erfasst. Es ist im wasserrechtlichen Verfahren in solchen Fällen stets zu prüfen, ob der im Zusammenhang mit einem BImSchG-pflichtigen Vorhaben beantragte Abwasseranfall durch eine bestandskräftige wasserrechtliche Gestattung abgedeckt ist. Bei Direkteinleitern ist hierzu eine Prüfung der wasserrechtlichen Erlaubnis erforderlich, die in der Regel genauere Aussagen zu den erlaubten Produktionen macht. Bei Indirekteinleitern tritt an die Stelle der wasserrechtlichen Erlaubnis die Genehmigung nach Indirekteinleiterverordnung bzw. die wasserrechtliche Genehmigung gem. LWG. Hier ist vor allem auch zu prüfen, ob die entsprechende kommunale Kläranlage in der Lage ist, die beantragten Schadstofffrachten zu verarbeiten. Die Prüfung ist für die entsprechenden Parameter (Wassermenge, CSB, AOX, Schwermetalle, Salzfrachten) separat durchzuführen.

In den Fällen, in denen ein Vorhaben sowohl einer BImSchG-Genehmigung als auch einer wasserrechtlichen Erlaubnis bedarf, ist die Frage zu stellen, welche Auflagen in welche Entscheidung aufzunehmen sind. Hier hat sich z. B. folgende Abgrenzung bewährt:

In die separate wasserrechtliche Gestattungen sind alle Auflagen aufzunehmen, die einen Bezug zur Einleitung haben:

- (Neue) Grenzwerte (an der Einleitungsstelle)
- Zeitstufenpläne, Sanierungspläne
- Auflagen mit "wasserrechtlicher Dynamik", z. B. neuer Messschacht, Messung neuer Parameter am Ablauf eines Betriebes, damit verbundene Eigenkontrollen, u. U. sogar mit Vorbehalt der Verschärfung entsprechender Werte.

Auflagen mit "Anlagenbezug" sind in die BImSch-Genehmigung einzubringen:

- Auflagen, die zur Abwasser- und Abfallvermeidung in Produktionsverfahren eingreifen; insbesondere die allgemeinen Anforderungen der Anhänge zur AbwV (wasser- und frachtmindernde Maßnahmen), da diese eine Konkretisierung des § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG für das Abwasser darstellen.
- Auflagen, die (zum Zwecke der Abwasservermeidung) in die Abluftreinigung eingreifen
- Berichtspflichten
- Nachweise für die o. g. Auflagen
- Auflagen zur LWG-Genehmigung.

Gleiches gilt, wenn bei Verfahren nach § 15 BImSchG die Prüfung offensichtlichen Handlungsbedarf für die Abwasserbehandlung aufzeigt.

Die erforderlichen Auflagen nach dem Stand der Technik waren bis zum Inkrafttreten des ArtG medienbezogen definiert. Mit dem ArtG erfolgte quasi "über Nacht" eine Umdefinition, so dass die Definition des (§ 7a WHG Abs. 5 WHG, gleichlautend mit der des BImSchG und des AbfG) dem medienübergreifenden Begriff BVT der IVU-RL gerecht wird. Die untergesetzlichen Regelungen der AbwV und der Anhänge wurden seither nicht geändert, können somit noch nicht inhaltlich an die neue Definition angepasst sein.

Dieses zunächst offensichtliche Defizit wird zumindest teilweise gemildert durch bereits vorher vorhandene integrative Ansätze im BImSchG, WHG und AbwV (vgl. Vortrag BERENDES). In § 3 Abs. 2 AbwV wurde festgeschrieben, was bereits vorher nach allgemein akzeptierter Auslegung des § 7 a WHG bei der Erarbeitung branchenspezifischer AbwasserVwVen bzw. Anhänge zu berücksichtigen war: Isolierte medienbezogene Optimierungen sind nicht Ziel des § 7 a WHG. Die Anforderungen der Anhänge zur AbwV müssen so festgelegt werden, dass sie erreicht werden können, ohne Umweltbelastungen entgegen dem Stand der Technik in andere Medien zu verlagern.

Was dieser medienübergreifende Auftrag praktisch bedeutet, kann an einem konkreten Beispiel verdeutlicht werden - vgl. Vortrag ZIMPEL. Der Vollzug der allgemeinen Anforderungen des Anhangs 40 kann so weitgehende Abreicherungen von Schwermetallen in nicht weiter vermeidbaren Galvanikschlamm zur Folge haben, dass eine Verwertung dieser Schlämme nicht mehr möglich ist. Dieser Zielkonflikt ist mit Hilfe der o. g. medienübergreifenden Bewertung auf der Basis der §§ 7a und 18b WHG zu lösen, indem zwischen den allgemeinen Anforderungen des Anhangs 40 und der TA Abfall abgewogen wird. Dies kann zum Ergebnis haben, dass auf einen Teil dieser Anforderungen zugunsten einer Verwertung des Galvanikschlammes verzichtet wird, in dem bei der Metallabscheidung von Kupfer und

Nickel enthaltenden chemischen Bädern die Elektrolyse bei Restgehalten von 500 mg/l beendet wird.

Paradebeispiel für die fachlich-inhaltliche Umsetzung des integrativen Ansatzes ist bisher der Anhang 40 zur AbwV - vgl. Vortrag ZIMPEL. In diesem Bereich ist es möglich und sinnvoll, neben rein wassersparenden Maßnahmen, die zu einer deutlichen Reduzierung der eingeleiteten Schadstofffrachten führen, weitere Maßnahmen im Vorfeld der Abwasserentstehung durchzuführen. Letztere, z. B. Rückhalten von Badinhaltsstoffen durch Vermeidung von Verschleppungen, oder die Rückführung von geeigneten Badinhaltsstoffen aus Spülbädern in die Prozessbäder, tragen zwar kaum noch messbar zur Verringerung der Schadstofffracht im gereinigten Abwasser bei, reduzieren jedoch deutlich die Menge des anfallenden Schlammes. Diese Maßnahmen, die gleichermaßen zur Abwasser- und Abfallvermeidung und zu einem effektiveren Einsatz von Chemikalien führen, sind als „allgemeine Anforderungen“ im Anhang 40 zur Abwasserverordnung (AbwV) zu § 7a WHG zwingend vorgeschrieben und im durch LAWA und BMU veröffentlichten Hinweisen und Erläuterungen („Hintergrundpapier“) zum Anhang 40 konkretisiert.

In der AbwV ist klargestellt, dass die Elimination von Schadstoffen in einer nachgeschalteten betriebseigenen oder kommunalen Kläranlage zum Erreichen des Standes der Technik angerechnet wird bzw. werden kann. Die Anforderungen an Abwasser bzgl. Parameter wie BSB, CSB, N und P gelten nur für die Einleitungsstelle. Damit wird der Tatsache Rechnung getragen, dass diese Stoffe/Stoffgruppen bestimmungsgemäß in zentralen Kläranlagen eliminiert werden können und gemäß den bisherigen Überlegungen auch sollen. Alle biologisch eliminierbaren Stoffe sollen möglichst der zentralen Kläranlage zugeführt werden.

Gemäß § 3 Abs. 4 AbwV darf auch bei Anforderungen an Abwasser vor der Vermischung eine Zusammenführung von Abwasserströmen unterschiedlicher Herkunft „zum Zwecke der gemeinsamen Behandlung zugelassen werden, wenn insgesamt mindestens die gleiche Verminderung der Schadstofffracht je Parameter wie bei getrennter Einhaltung der jeweiligen Anforderungen erreicht wird.“ Gemäß § 5 Satz 3 AbwV ist der Ort vor der Vermischung auch die Einleitungsstelle in eine öffentliche Abwasseranlage. Daraus folgt zusammen mit o. g. § 3 Abs. 4, dass bei Indirekteinleitern die Eliminationsleistung der kommunalen Kläranlage grundsätzlich anrechenbar ist. Voraussetzung für die Anrechenbarkeit ist gemäß § 3 Abs. 2 AbwV allerdings, dass die Anforderungen „nicht durch Verfahren erreicht werden, bei denen Umweltbelastungen in andere Umweltmedien wie Luft oder Boden entgegen dem Stand der Technik verlagert werden.“ Mit diesen Rahmenbedingungen der AbwV wurde den Ländern die Möglichkeit gegeben, ihre Indirekteinleiterregelungen durch genauere Definitionen der Voraussetzungen für die Anrechnung der Wirkung der nachgeschalteten öffentlichen Abwasseranlagen entsprechend zu gestalten.

Hintergrundpapier zum Anhang 22 werden hierzu am Ende des Kap. 4.1.3.1 ("Begrenzung des AOX") konkrete Hinweise gegeben, wie dies praktisch umgesetzt werden soll.

In der IVU-RL (Art. 9 Abs. 6) sind auch Forderungen enthalten bezüglich Maßnahmen zur Vermeidung von Emissionen im Falle nicht normaler Betriebsbedingungen, insbesondere der Unfallvorbeugung. Hier gibt es eine Überschneidung mit Seveso-RL/StörfallVO.

Die Anhänge der AbwV gelten in erster Linie für bestimmungsgemäß arbeitende Produktions- und Abwasseranlagen („Normalbetrieb“). Allenfalls ‚gedämpft kritische Zustände‘ wurden bei den Anforderungen mit berücksichtigt. Die wasserrechtliche Behandlung ‚außer-

gewöhnlicher Betriebszustände', soweit diese zu Einleitungen führen, die von den Anforderungen der AbwV abweichen, ist eine Ermessensentscheidung der zuständigen Wasserbehörden.

Die Gewässerschutz-Richtlinie 76/464/EWG wurde in Deutschland wie folgt umgesetzt:

- Tochterrichtlinien (Emissionsgrenzwerte für 17 Stoffe) → Anhang 48 AbwV (Emissionsnormen), bzw. Werte der Anhänge (z. B. Anhang 22) für AOX, Schwermetalle
- Stoffe der Liste II (Programme zur Verminderung der Belastung) → "99 Stoffe-Verordnungen" (Qualitätsziele)

Im übrigen gilt der Grundsatz, dass in den Anhängen (auch nicht im Anhang 22) keine organischen Einzelstoffe, sondern Summenparameter begrenzt werden.

Bei der Zulassung im Einzelfall sind nach der WRRL nach dem sogenannten „kombinierten Ansatz“ einerseits die Vorgaben zur Emissionsbegrenzung und andererseits die Vorgaben aus Immissionsbetrachtungen anzuwenden. Das jeweils strengere Kriterium ist der Genehmigung zugrunde zu legen. Dieser kombinierte Ansatz ist für die deutschen Wasserbehörden nichts neues. Schon bisher war über Emissionsnormen gem. § 7 a WHG hinauszugehen, wenn Immissionsbetrachtungen nach § 6 WHG dies erforderlich machten.

2. Probleme: Grundsätzliche Unterschiede WHG/ BImSchG, Lücken in der AbwV

Die in der IVU-RL und mit ArtG formal umgesetzte Koordination ist zwar nicht grundsätzlich neu für das deutsche Genehmigungssystem. Eine Beteiligung der Wasser- und Abfallbehörden im BImSchG-Verfahren ist ebenso die Regel wie die Übernahme entsprechender Immissionsschutz- und abfallrechtlicher Bestimmungen in wasserrechtliche Gestattungen. Es ist jedoch fraglich, ob damit alle Genehmigungsaufgaben soweit aufeinander abgestimmt werden, dass alle wechselseitigen Abhängigkeiten der Inhalte berücksichtigt werden. Gerade das Wissen um diese Tatsache war schließlich auch ursprünglich Grund für die Konzeption des UGB I. Die Erteilung inhaltlich integrierter Zulassungen wird in Deutschland durch die grundsätzlichen Unterschiede zwischen Wasserrecht und Immissionsschutzrecht erschwert.

Der bedeutsamste Unterschied aus fachlicher Sicht ist der strenge Anlagenbezug des BImSchG (der zunächst mit der IVU-RL korrespondiert). Die Anforderungen des § 7 a WHG sind dagegen nicht anlagen- sondern einleitungsbezogen. Wasserrechtliche Erlaubnisse sowie Genehmigungen nach den Indirekteinleiterverordnungen der Länder müssen sich auf die gesamte Einleitung eines Betriebes beziehen, soweit zur Reinigung des Abwassers gemeinsame Abwasserbehandlungsanlagen benutzt werden. In der Regel besteht ein Betrieb aus mehreren Anlagen, nur im Einzelfall werden Betrieb und Anlagen identisch sein. Besonders deutlich wird dies bei der chemischen Industrie.

Dieser Unterschied ist bei neuen Anlagen durch Koordination einerseits und Abgrenzung andererseits (vgl. Kapitel 1.3) noch einigermaßen vernünftig lösbar, auch wenn es für die betroffenen Betreiber nicht optimal erscheint und es immer wieder zu Problemen kommt - z. B. werden parallel erforderliche wasserrechtliche Erlaubnisse schon öfter 'mal einfach vergessen'.

Bei bestehenden Anlagen wird jedoch das grundsätzliche Problem offensichtlich:

Wenn z. B. für einen Chemiebetrieb nach Ablauf der Befristung eine neue Einleiterlaubnis beantragt wird, ist eine umfassende Prüfung des gesamten abwasserrelevanten Geschehens hinsichtlich der Möglichkeiten der Abwasservermeidung und -behandlung erforderlich. Diese Prüfung umfasst gesamtschaulich alle betrieblichen Anlagen und Abwasseranlagen. Nach der im deutschen Recht umgesetzten IVU-RL (z. B. IVU-VO BW) muss sich dabei die Wasserbehörde über den Stand der anderweitigen Verfahren informieren und anschließend darauf hinwirken, an den Verfahren beteiligt zu werden. Des Weiteren muss sie mit den für diese Verfahren zuständigen Behörden, insbesondere der für die Anlagengenehmigung zuständigen Immissionsschutzbehörde, frühzeitig den beabsichtigten Inhalt der Erlaubnis erörtern und abstimmen.

Das hört sich sehr korrekt an. Das hier betrachtete wasserrechtliche Erlaubnisverfahren muss jedoch nur dann koordiniert werden, falls für ein Vorhaben gleichzeitig eine immissionschutzrechtliche Genehmigung zu erteilen ist. Bei der Altanlagenanierung nach TA Luft ist aber i. d. R. gar kein Genehmigungsverfahren notwendig! Eine Koordination, zumal eine inhaltliche, wird somit in der Praxis nicht stattfinden. In Deutschland wird es also nicht systematisch zu wesentlichen Änderungen der entsprechenden Genehmigungspraxis kommen. Eine Umsetzung des integrierten Ansatzes wird gerade dort nicht stattfinden, wo es im Hinblick auf die Auswirkungen auf die Umwelt mit Abstand am wichtigsten ist, nämlich bei den Altanlagen.

Aber nicht nur die BImSchG-Behörden haben durch die Einengung der Betrachtung auf die genehmigungspflichtige Anlage Probleme mit dem integrierten Ansatz. Auch die Wasserbehörden tun sich damit schwer. Der durch die IVU-RL vorgegebene integrierte Ansatz will nämlich von der fachlichen Seite her zweierlei:

- Verlagerungen in andere Umweltmedien vermeiden
- durch medienübergreifende Betrachtungen das technische Optimum zur Vermeidung aller Immissionen ("Schutz der Umwelt als Ganzes") erreichen.

Dem Verlagerungsproblem, obwohl in der umweltpolitischen Diskussion besonders häufig genannt, kommt in diesem Zusammenhang bei näherer fachlicher Betrachtung eine eher untergeordnete Bedeutung zu [1]. Verlagerungen von Schadstoffen aus der Luft ins Wasser, z. B. durch Nasswäsche von Abgasen, sind, abgesehen von der Rauchgaswäsche bei Verbrennungsanlagen, in vielen Fällen frachtmäßig von untergeordneter Bedeutung - im Vergleich zu anderen deutlich höher belasteten Abwasserteilströmen aus derselben Anlage. Schadstoffe, die für die Luft problematisch sind, sind oftmals problemlos in biologischen Kläranlagen abbaubar.

Das an zweiter Stelle genannte Ziel, medienübergreifend alle Emissionen in Luft, Wasser und Boden zu vermindern und zu vermeiden, ist in der Praxis viel wesentlicher, ist aber nur durch eine integrative Herangehensweise an den Gesamtprozess zu erreichen. Dies wiederum erfordert, über den gesamten innerbetrieblichen Prozess und die gesamte Entsorgungskette hinweg, die Belastung der Umwelt durch Emissionen auf ein Minimum begrenzen. Dieses Ziel lässt sich jedoch nicht durch bloße Addition jeweils medienbezogener Emissionsminderungen erreichen.

Beispiele, die dies verdeutlichen, insbesondere aus dem Schnittstellenbereich Abwasser/Abfall:

Beispiel 1:

Hochbelasteter Abwasserteilstrom (25%ige Natriumacetatlösung). Die organische Fracht dieses Teilstromes besteht zu über 99% aus Natriumacetat, CSB 200 bis 300 g/l. Diese hochkonzentrierte Lösung ist in der biologischen Kläranlage sehr gut abbaubar, aus Gewässerschutzsicht also nichts dagegen einzuwenden. Trotzdem ist die Einleitung in die biologische Kläranlage aus gesamtökologischer Sicht nicht sinnvoll, da bei der Behandlung sehr viel Energie benötigt (Belüftung) und Abfall (Klärschlamm) erzeugt wird. Solche Stoffe sollten möglichst stofflich verwertet, mindestens als gezielte C-Quelle in der Abwasserreinigung eingesetzt werden. Kann die Wasserbehörde in diesem Fall darauf bestehen, dass dieser Abwasserstrom nicht in die betriebseigene Kläranlage eingeleitet wird?

Beispiel 2:

Hochbelastetes Abwasser aus einer Synthese, dessen organische Fracht zu 85% aus Essigsäure besteht, CSB ungefähr 40 g/l. Eine externe Verwertung des Stromes ist wegen der übrigen organischen Inhaltsstoffe nicht möglich. Anhang 22 zu AbwV verpflichtet die Wasserbehörde, die Rückgewinnung von Lösemitteln aus dem Abwasser zu prüfen. Problem: Bei der genannten Essigsäurekonzentration ist eine energetisch bedingte Grenze bei der thermischen Aufarbeitung (Destillation) erreicht. Eine weitere Reduzierung wäre nur durch zusätzliche Verfahrensschritte, wie zum Beispiel Extraktion möglich. Dies wird angesichts der guten Abbaubarkeit und des wirtschaftlichen Wertes dieser Chemikalie für eine bestehende Einleitung als unverhältnismäßig bezeichnet. Wie ist hier zu verfahren?

Beispiel 3:

Bei der Synthese bestimmter Pharmaprodukte fallen am Schluss der jeweiligen Synthese sogenannte „Endlaugen“ in Form konzentrierter wässriger Lösungen an. Diese haben eine begrenzte Elimination in der biologischen Kläranlage (z. B. 70%). Eine Mitverbrennung in der betriebseigenen Klärschlammverbrennung bietet sich an. Dies bedeutet aber oft komplizierte Änderungen der Genehmigung der Verbrennungsanlage. Dabei ist unbestritten, dass dieser Weg gesamtökologisch der sinnvollere ist, da auch bei Einleitung der „Endlaugen“ in die Kläranlage über die verschiedenen Eliminationsmechanismen (Ausfällung in der Vorklärung, biologischer Abbau/ Umwandlung in Biomasse, Adsorption an Klärschlamm) die Stoffe letztendlich in die Klärschlammverbrennung eingespeist werden.

Was bei den direkt einleitenden Betrieben gerade noch überschaubar ist, ist bei den Indirekteinleitern aufgrund der von den Ländern sich selbst auferlegten föderalistisch geprägten unterschiedlichen Indirekteinleiterregelungen und deren Vollzug in Deutschland schlichtweg lückenhaft und zersplittert. Die Länder haben die vom Bund vorgegebenen Möglichkeiten der Gestaltung ihrer Indirekteinleiterregelungen insbesondere im Hinblick auf medienübergreifende Betrachtungen (vgl. 1.6) nicht genutzt. Eine einheitliche Linie ist bei den in 2.4 genannten Themen im Indirekteinleiterbereich nicht zu erkennen - vgl. z. B. Vortrag SCHÖNBERGER. Versuche, die darauf hinzielen, einheitliche Vorgehensweisen zu vereinbaren, sind bisher kläglich gescheitert. So blieb z. B. ein Schreiben der Bund/Länder-AG "Anhang 22" an die LAWA schlichtweg unbeantwortet.

Selbst was bei den Direkteinleitern selbstverständlich ist, nämlich

- Prüfung der allgemeinen Anforderungen der Anhänge
- Prüfung der Abbaubarkeit organisch belasteter Teilströme (TOC, CSB, org. N), um festzustellen, ob die biologische Kläranlage für deren Entsorgung geeignet ist

- Prüfung der Eliminierbarkeit AOX-haltiger Teilströme in betroffenen kommunalen Kläranlagen, um festzustellen, inwieweit die biologische Kläranlage als Bestandteil des Standes der Technik anerkannt werden kann

ist bei Indirekteinleitern ein größeres Problem. Dies steht im krassen Gegensatz zu einer fundamentalen Erkenntnis bei der Umsetzung der IVU-RL in Deutschland: Die zentrale Kläranlage ist integraler Bestandteil der BVT/des Standes der Technik.

Fachlich negative Tendenzen, wie die Vorbehandlung biologisch gut abbaubarer Abwasserströme beim Indirekteinleiter, um Starkverschmutzerzuschlägen zu entgehen, werden dadurch verursacht, dass in kommunalen Satzungen über die AbwV hinaus gehende Regelungen getroffen werden. Die Länder haben es bisher nicht geschafft, hier Abhilfe zu schaffen.

Während das Wasserrecht den Behörden ein Bewirtschaftungsermessen zuweist, indem eine Einleitungserlaubnis zu versagen ist, wenn gesamtwasserwirtschaftliche Gründe dagegen sprechen, besteht nach BImSchG ein Genehmigungsanspruch, sobald die Voraussetzungen durch den Betreiber geschaffen sind (gebundene Entscheidung). Bei Erteilung wasserrechtlicher Erlaubnisse sind dagegen häufig Gesichtspunkte zu berücksichtigen, die sich nicht auf den Betrieb der Anlage beziehen (z. B. Vorbelastung des Gewässers, Abhängigkeit von anderen Nutzungen).

Dieses Bewirtschaftungsermessen knüpft an § 6 WHG an. Der kombinierte Ansatz der WRRL (vgl. Absatz 1.8) könnte dies noch verstärken. Wenn für bestimmte prioritäre gefährliche Stoffe ein „phasing out“ verlangt wird, bleibt der zuständigen Wasserbehörde fast kein Ermessensspielraum mehr. Sie darf die Einleitung solcher Stoffe nicht gestatten.

Die in den Ländern unterschiedlichen wasserrechtlichen Handhabungsweisen ‚außergewöhnlicher Betriebszustände‘ (die zu von den Anforderungen der AbwV abweichenden Einleitungen führen), haben immer wieder zu Vorschlägen geführt (‚Störfallerlaubnis‘), dies einheitlicher zu regeln. Alle Ansätze, die AbwV in dieser Hinsicht zu ergänzen, sind bisher gescheitert. Mit der neuen Definition des Standes der Technik ergibt sich die nun verstärkte Notwendigkeit einheitlicher Regelungen. Dabei ist die Abgrenzung bzw. Überschneidung zur StörfallVO zu berücksichtigen.

3. Thesen/ Lösungsansätze

Neben der bisher erfolgten rein rechtlich-formalen Definition und Umsetzung ist eine fachlich-inhaltliche Ausgestaltung des medienübergreifenden Standes der Technik (BVT) erforderlich. Dazu gehört insbesondere die Zusammenführung der im WHG und BImSchG normierten Vorsorge-/ Grundpflichten im Sinne einer gesamtoökologischen Betrachtung, unter Einschluss der effizienten Verwendung von Energie. Dies betrifft v. a. die allgemeinen Anforderungen der Anhänge der AbwV.

Wenn dort, wo die Auswirkungen auf die Umwelt am bedeutendsten sind, nämlich bei bestehenden Anlagen, das gesamtoökologische Optimum erreicht werden soll, müssen die Anforderungen stets "das Ganze" im Auge haben - im Hinblick auf den Gesamtbetrieb, den gesamten Standort bei Indirekteinleitern einschließlich der kommunalen Abwasseranlagen. Für die Verwaltungsverfahren bedeutet dies, dass eine inhaltliche Integration der wasser-

rechtlichen Erlaubnis-/BImSch-Genehmigungsverfahren erforderlich sind, statt bloßer Beteiligung und formaler Koordination.

Wenn man dieses Ziel tatsächlich ernsthaft ins Auge fassen will, gibt es auf der Grundlage der bisherigen Erfahrungen mit Umweltverwaltungsreformen nur einen Weg: Die untergesetzlichen Regelwerke (AbwV/Anhänge, VwVn BImSchG/TA Luft) nach den oben genannten Prämissen zu überarbeiten. Dabei muss als Oberziel, insbesondere bei bestehenden Anlagen, im Vordergrund stehen, zu einer alle Umweltrechtsbereiche umfassende Betrachtung für den gesamten Betrieb/Standort zu kommen (so wie dies für das Abwasser bei einer wasserrechtlichen Gesamterlaubnis erfolgt).

Dies leitet über zu einer allgemeinen These: Es ist zwar möglich, beim bisherigen Nebeneinander des Immissionsschutz- und Abwasserrechts zu bleiben. Da aber, wie aufgezeigt, Immissionsschutz- und Abwasserrecht zu unterschiedlich sind, um im Sinne der Sache in Einklang gebracht werden zu können, müssen sich beide Rechtsbereiche annähern. Entsprechende Vorschläge wurden mehrfach in der Literatur gemacht (BImSch-Genehmigungen befristen, bei Rücknahme des Detaillierungsgrades der Antragsunterlagen, gebundene Entscheidung für Erlaubnis neuer Anlagen, Ausbau der wasserrechtlichen Erlaubnis als anlagenübergreifendes Instrument für Altanlagen). Wichtig dabei ist aus fachlicher Sicht, dass nicht reine Verfahrensfragen im Vordergrund stehen, sondern eine echte Synthese zwischen Immissionsschutz- und Abwasserrecht erfolgt, um für den Umweltschutz das gesamtökologisch Optimale zu erreichen.

Die allgemeinen Anforderungen der Anhänge der AbwV sind im Hinblick auf die Anforderungen des § 7 a Abs. 5 WHG zu überprüfen, da sie (entsprechend der bisherigen Forderung des § 3 Abs. 2 WHG) allenfalls die Problematik der Schadstoffverlagerung berücksichtigen. Dabei sollten insbesondere die Vorgehensweisen an den Schnittstellen Abwasser/Abfall, einschließlich effizienter Energieeinsatz konkretisiert werden (vgl. Beispiele Abs. 2.4).

Da die eigentlichen technischen Anforderungen nach dem Stand der Technik in den Hinweisen und Erläuterungen zu den Anhängen (Hintergrundpapiere) konkretisiert werden, müssten vor allem diese überarbeitet werden.

Die Überarbeitung der AbwV ist auch im Hinblick auf die Indirekteinleiter wirksamen Regelungen angezeigt. Dies umfasst Klarstellung, dass die "Allgemeinen Anforderungen", die im wesentlichen den medienübergreifen integrierten Ansatz konkretisieren, gleichermaßen für Direkteinleiter und Indirekteinleiter gelten.

Klar stellen, dass für alle Stoffe/Abwasserströme, die sich der zentralen biologischen Abwasserbehandlung entziehen und/oder Boden bzw. Luft belasten oder die Trinkwasserversorgung aus oberirdischen Gewässern erschweren, eine Gleichbehandlung von Direkteinleitern und Indirekteinleitern gefordert ist (egal, ob es sich um AOX- oder TOC-relevante Stoffe handelt).

Klar stellen, unter welchen fachlichen Voraussetzungen eine Behandlung in öffentlichen Abwasseranlagen im Sinne des § 3 Abs. 4 AbwV einem medienübergreifenden gesamt-schau-lichen Stand der Technik genügt (vgl. z. B. Hinweise und Erläuterungen zum Anhang 22).

In den Anhängen zur AbwV sollten branchenspezifisch in Konkretisierung des Art. 9 (6) der IVU-RL und § 7a Abs. 5 WHG Strategien zur Betriebssicherheit beschrieben werden, insbesondere Maßnahmen bei

- Ausfall und Reparatur von Abwasseranlagen
- An- und Abfahren von Anlagen
- Störungen von Produktionsanlagen

Bedeutung der kommunalen Abwasserentsorgung bei einer integrativen medienübergreifenden Umsetzung für Indirekteinleiter

Dr. Bernd Pehl

Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf

1. Einleitung

Mit den Aktivitäten der Abwasserbeseitigung sind viele Maßnahmen verbunden, die direkt oder indirekt erheblichen Einfluß auf die Umwelt nehmen. So ist gerade durch geänderte und/oder höhere Anforderungen an den Reinigungserfolg und die Qualität der Reststoffe in den vergangenen dreißig Jahren der Energieumsatz erheblich gestiegen.

Verursacht durch Prozeßschritte zur gezielten Stickstoffelimination haben sich Belastungen der Umwelt von der aquatischen Phase mit der Einleitung von Ammonium- und Nitratstickstoff zur Atmosphäre mit der Emission von Stickstoff und Spuren des Treibhausgases N_2O hin verschoben. Der phosphorbedingten Eutrophierung der Flüsse und Küstengewässer wurde einerseits durch Ersatz von Phosphaten in Wasch- und Reinigungsmitteln und andererseits durch Fällung der Phosphate aus dem Abwasser mit Eisen- oder Aluminiumsalzen Rechnung getragen; auch hier geht die Entlastung der aquatischen Phase mit einer Vermehrung bzw. Zusatzbelastung der Reststoffe einher.

Verbunden mit den verfahrenstechnisch anspruchsvolleren Teilprozessen zur Reinigung kommunalen Abwassers bis hin zur vermehrten biologischen Phosphorelimination wurden über die wasserrechtlichen Vorgaben hinaus seitens der Abwasserbeseitigungspflichtigen Maßnahmen erforderlich, um die in den Abwasseranlagen arbeitenden Menschen, die Bauwerke und den Betriebsablauf unter Aufrechterhaltung der öffentlichen Sicherheit und Ordnung zu schützen.

Dabei war im Rahmen der Indirekteinleiterbearbeitung nicht immer festzustellen, dass wasserrechtliche Anforderungen sich mit betrieblichen Anforderungen zur Abwasserreinigung decken. So führte die im Teilstrom durchgeführte Vorbehandlung zur Entfernung von Kohlenwasserstoffen dazu, dass ein "Restabwasser" produziert wurde, das mangels Substrat im Klärwerk nicht verwertbar war; betrieblich sinnvolle Alternativen wären entweder der Verbleib der Kohlenwasserstoffe im Abwasser unter Ausschluss von Gefährdungen oder die Entsorgung des Abwassers auf anderem Weg gewesen.

Für den Bereich der Papierindustrie an die Produktionstonnagen gekoppelte AOX-Frachten überforderten bei Ausschöpfung vielerorts die Abwasserbeseitigungspflichtigen bei der Einhaltung ihrer wasserrechtlichen Erlaubnisse.

Nichtsdestotrotz ist es den Abwasserbeseitigungspflichtigen nahezu überall in Deutschland gelungen, zeitgerecht die wasserrechtlichen Anforderungen umzusetzen und die Betriebsergebnisse an die wasserrechtliche Erlaubnis anzupassen.

Darüber hinaus wird versucht, die mit der Abwasserbeseitigung verbundenen "Begleiterscheinungen" positiv im Sinne einer ökologischen und ökonomischen Bewertung zu gestalten. Das

in diesem Zusammenhang sicherlich älteste Beispiel ist die Nutzung des bei der anaeroben Schlammstabilisierung anfallenden Faulgases zum Zwecke der Energieumwandlung z.B. in Blockheizkraftwerken oder zur Raumheizung.

Die Verwendung des Klärschlammes für die landwirtschaftliche und landbauliche Verwertung ist, schenkt man der aktuellen politischen Diskussion Glauben, möglicherweise ein (sicher nicht unstrittiges) Auslaufmodell; dagegen wird der Einsatz des Klärschlammes bzw. Trockengutes bei Heizwerten, die denen der Braunkohle ähnlich sind, für die thermische Verwertung sicherlich ein Thema mit wachsender Relevanz bleiben. Besonders ist hier auf den Stellenwert für den Emissionshandel zu achten, da fossile Brennstoffe eingespart werden können.

Ein sicherlich gutes Beispiel für die Wiederverwertung von Abwasserbestandteilen ist die Aufbereitung von Sandfanggut durch Wäsche zur weiteren Verwendung als Baumaterial unter definierten Auflagen.

Auch die Einbringung von Fettabscheiderinhalten in die anaerobe Faulung anstelle der Entsorgung als Abfall ist ebenso positiv zu bewerten wie die Sammlung von Leichtflüssigkeitsabscheiderinhalten und anschließender Separierung mit Ableitung der wässrigen Phase in den Klärprozess.

Auch die Abwasserbeseitigung über den "Kanal auf Rädern", d.h. Sammlung von Abwasser in Außenbereichen in wasserdichten Gruben und deren Entleerung mittels Tankfahrzeugen anstelle flächendeckender Kanalisierung, liefert einen unter Ökobilanzaspekten vielfach positiven Beitrag.

Differenzierter ist dagegen schon die in letzter Zeit häufiger in der Fachpresse thematisierte Nutzung der Abwasserwärme zu bewerten; neben den bei der Kanalunterhaltung und -reinigung relevanten Aspekten ist aus dem Blickwinkel der Ökobilanz zu prüfen, ob die dem Rohabwasser entzogene Wärme ortsnah sinnvoll genutzt werden kann und nicht zur Gewährleistung einer hinreichenden Stickstoffelimination abschließend im Klärwerk fehlt.

2. Beispiele aus der Praxis und wünschenswerte Entwicklungen

Angeordnet um die Schnittstelle "Abwasserbeseitigung" zwischen produzierendem Gewerbe/Industrie und der öffentlichen Abwasserbeseitigung gibt es eine Reihe von Segmenten in der technischen "Grauzone" zwischen Wasser- und Abfallrecht sowie Immissionsschutz.

Ein sicherlich sehr aktuelles und auch populäres Beispiel ist die Verwertung von Reststoffen in der anaeroben Schlammstabilisierung öffentlicher Abwasseranlagen - die Cofermentation. Die Möglichkeit der Einbringung industrieller/gewerblicher Reststoffe in diesen Prozess wird in den verschiedenen Bundesländern mehr oder weniger restriktiv gehandhabt. Während Baden-Württemberg sehr pragmatisch vorgeht, ist dieser Zusammenhang z.B. in Nordrhein-Westfalen in sehr engen Grenzen reglementiert.

Weitestgehend unstrittig scheint zu sein, dass die Abwasserbeseitigungspflichtigen über recht große Kapazitäten zur Mitbehandlung verfügen und dass es, auch über den Bereich der Nahrungsmittelindustrie hinaus, durchaus verwertbare Reststoffe gibt, die den Faulprozess positiv unterstützen, die Qualität der Reststoffe mindestens nicht verschlechtern und vor allem

- um sinngebend zu sein - die Faulgasausbeute signifikant erhöhen; alles in allem bietet die Cofermentation als "kalte Verbrennung" hinsichtlich der Ökobilanz eine gute Alternative zur Verbrennung von vorwiegend wässrigen Medien.

Ein weiteres Beispiel mag der Substratbedarf von Klärwerken für die gezielte Stickstoffelimination liefern. Je nach Größe des Kanalnetzes und in Abhängigkeit von Fließzeiten kommt es zu ungleichmäßiger Substratversorgung der Biozönose und damit zu unterschiedlichen, u.U. sogar nicht hinreichenden Denitrifikationsergebnissen. Stehen potente Indirekteinleiter zur Verfügung, die in der Lage sind, ihre Produktionsvorgänge an die Bedürfnisse der Abwasserbehandlung anzupassen oder über hinreichende Speichervolumina verfügen, so kann es auf der Basis vertraglicher Vereinbarungen Lösungen zum beiderseitigen Vorteil geben.

Probleme kann es in diesem Zusammenhang mit der Betriebsgenehmigung nach BImSchG oder der behördlichen Aufsicht im Zusammenhang mit der Zwischenspeicherung von Abwasser geben.

Eine andere Variante dieses Sachverhaltes ist der grundsätzliche Substratbedarf für den Klärprozess (Stickstoffelimination und biologische Phosphorelimination). Bei Industrie/Gewerbe anfallende Reststoffe, die aktuell nach den abfallrechtlichen Gegebenheiten zu behandeln sind, weisen zum Teil für den Klärbetrieb gut nutzbare Eigenschaften auf, d.h. bieten bei vernachlässigbarem Gehalt an bedenklichen Stoffen einen hohen Anteil an verwertbarem Kohlenstoff. Der Einsatz solcher Reststoffe ist derzeit mit hohem genehmigungsrechtlichen Aufwand verbunden, so dass der Handhabbarkeit halber einerseits die eigentlich verwertbaren Stoffgemische als Abfall entsorgt werden (z.B. Destillationsrückstände) und andererseits für die Abwasserbehandlung erforderliches Substrat (z.B. Methanol oder Glycerin) zugekauft wird.

In Umkehrung fallen im Zuge der Abwasserbeseitigung bei den Teilprozessen zur Schlammbehandlung z.T. mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen recht hoch belastete Prozesswässer an. Je nach Konstellation und Ortsnähe kann es sinnvoll sein, diese Prozesswässer aus dem Klärwerk auszuschleusen und in ohnehin laufenden Behandlungsanlagen von Indirekteinleitern mitzubehandeln. Auch hier gestatten die derzeit greifenden Regelungen zum Abfallrecht auch bei positiver Ökobilanz nicht eine unkomplizierte Vorgehensweise.

Weitere Themenfelder in diesem Zusammenhang sind z.B. die Abstimmung zwischen Indirekteinleiter und Abwasserbeseitiger über zeitliche Verläufe relevanter Frachten, die Nutzung von Speichervolumina bei Indirekteinleitern zur Frachtentlastung von Mischwasserabschlägen oder auch zur hydraulischen Entlastung, die Anpassung der Produktion (Substitution von z.B. Komplexbildnern [EDTA], Triglyceriden, Metallen [Zink vs. Mangan]), Sondergenehmigungen für z.B. die Einleitung zeitlich begrenzter hoher Sulfatkonzentrationen im Sinne des ATV-DVWK-Merkblattes M115, die Zulassung hoher Nitratkonzentrationen zur Geruchsminderung im Kanal und Unterdrückung von Effekten bei der Betonkorrosion, die Gestattung eigentlich unzuträglicher C:N:P-Verhältnisse unter Berücksichtigung des Gesamtsystems und zum Ausgleich entsprechend defizitärer Verhältnisse, die Gesamtemissionsbetrachtung Kanal/Klärwerk unter Berücksichtigung der Mischwasserabschläge sowie im Sonderfall auch die Netzsteuerung zur optimalen Auslastung mehrerer Klärwerke.

3. Zusammenfassung und Ausblick

In der Zusammenfassung kann an den Gesetzgeber nur appelliert werden, dass die Gestaltung des Umweltrechtes dem Gedanken der Ökobilanz viel stärker Rechnung trägt als in der Vergangenheit. Dies könnte dadurch realisiert werden, dass die Schnittstellen zwischen den bestehenden Gesetzen (BImSchG, KrW-AbfG, WHG) durchlässiger unter obigen Gesichtspunkten gestaltet werden.

Nach unserer Auffassung gehört dazu auch die verstärkte Nutzung kommunaler Behandlungskapazitäten über bundesgesetzliche Regelungen bzw. eine Neufassung der Abwasserverordnung.

Weiterhin sollte alles daran gesetzt werden, Bestrebungen zu vermeiden, die bereits heute funktionierende Systeme zu trennen beabsichtigen. Ziel muss es sein, die vielerorts bei den Abwasserbeseitigungspflichtigen praktizierten ganzheitlichen Ansätze auch im Gesetzeswerk anzuerkennen und umzusetzen.

Insbesondere ist es daher zu wünschen, dass eine zukünftige Abwasserverordnung die technischen Erfordernisse und betrieblichen Belange der Abwasserbeseitigung auch unter ökonomischen Gesichtspunkten angemessen berücksichtigt und nicht, wie in der Vergangenheit, nur für Teilbereiche Teillösungen anbietet.

Instrumentarium zur Festlegung der Anforderungen nach dem neuen Stand der Technik

Prof. Dr. Jürgen Hahn

Umweltbundesamt

Das Messinstrumentarium zur Festlegung der Anforderungen in einer neukonzipierten Abwasserverordnung gemäß § 7a WHG¹⁾, muss

- die medienübergreifenden Aspekte im Anhang zum neuen § 7a berücksichtigen
- die zusätzlichen Anforderungen aus der Wasserrahmen-RiLi
- und die Anforderungen aus der Kommunalabwasser-Richtlinie abbilden.

Messwerterhebliche Anforderungen bezüglich des Messinstrumentariums der bestehenden Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 bleiben im wesentlichen bestehen und werden in Punkt 1 kurz erläutert. Verfahrensänderungen und neue Verfahren, die durch den neuen Stand der Technik erforderlich werden, sind in Punkt 2 aufgeführt.

Sofern die vorgeschlagenen Änderungen Parameter des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG) betreffen und abgabenrelevant werden, ist eine Anpassung des AbwAG erforderlich.

1. Messinstrumentarium zur Abwasserverordnung (vom 17. Juni 2004)

In der in Kraft befindlichen AbwV werden die messwerterheblichen Anforderungen vorwiegend in § 4 (einschließlich Anlage) und in § 6 AbwV geregelt.

a) Grundlagen

Schwerpunkt der abwasserrechtlichen Regelungen ist der § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes. Die Anforderungen an die Abwassereinleitungen werden über den einzuhaltenden Stand der Technik in einer Abwasserverordnung mit 56 Anhängen für ca. 220.000 Abwassereinleiter formuliert. Der Stand der Technik wird über die Restemissionen in das Gewässer bei „Einhaltung des Standes der Technik“ abgebildet. Diese Emissionen werden über eine Schadstofffracht, über eine Schadstoffkonzentration oder eine Wirkung begrenzt (z. B. 5 kg PVC pro t produziertes PVC oder 20 mg /l CSB oder $G_{Ei} = 4$).

Die Begrenzung erfolgt über die Emissionshöhe in der Form eines ziffernmäßigen Grenzwertes und über ein damit untrennbar verknüpftes Analysenverfahren, das den Parameter operational definiert.

Bei der Auswahl oder der Entwicklung eines geeigneten Analysenverfahrens waren und sind für die Abwasserverordnung im Wesentlichen folgende Randbedingungen zu beachten:

¹⁾ „Neukonzeption der Abwasserverordnung gemäß § 7 a WHG“, J. Hahn, WLB 5/04, Seite 14-18

AbwAG/WHG

Die Abwasserabgabe (AbwAG) und die Einhaltung des Standes der Technik (§ 7a WHG, AbwV) werden über dasselbe Analysenverfahren und dieselben Überwachungswerte festgestellt, auch wenn die Zielsetzungen beider Gesetze erheblich verschieden sind.

(Beispiel: Das Messergebnis für den Fischei-Test muss die Ermittlung der Abwasserabgabe einschließlich der „Salztoxizität“ (§ 6 Abs. 4 AbwV.) zulassen. Gleichzeitig muss über dasselbe Messergebnis die „Salztoxizität herausgerechnet“ werden, weil Salzentfernung aus dem Abwasser nicht dem Stand der Technik entspricht, der über das Ordnungsrecht abgebildet werden soll. Diese Konstruktion muss darüber hinaus reproduzierbar und rechtsmittelfest sein und außerdem den Vorgaben des Tierschutzgesetzes entsprechen).

Bund-Länder-Rahmengesetzgebung

Die Verfahren müssen als Referenzverfahren vollzugsgeeignet (und deshalb „bundesratsfest“) sein, obwohl die Verfahren vom BMU ausdrücklich nicht als „Vollzugsverfahren“, sondern allenfalls als „Referenzverfahren“ zitiert werden sollen. Dazu sind vor 25 Jahren unter der Leitung des Umweltbundesamtes 2 Bund/Länder-Arbeitsgruppen eingerichtet worden, die bis heute produktiv sind. Die Auswahl der Mitarbeiter erfolgt über die Länderministerien. Die Arbeitsergebnisse der Bund-Länder Arbeitsgruppen stellen in der Regel sicher, dass die vorgeschlagenen Analyseverfahren im Bundesrat nicht mehr verhandelbar sind.

Europäische Union/BR Deutschland

Die vorgeschlagenen Analysenverfahren müssen dasselbe Ansprechspektrum besitzen, wie die zu beachtenden EU-Richtlinien. (Die EU-Richtlinie für kommunales Abwasser enthält zum Beispiel eine Methode zur Stickstoffbestimmung, die den organisch gebundenen Stickstoff miterfasst. Die deutsche Abwasserverordnung erfasst den organisch gebundenen Stickstoff nicht. Anorganisch gebundener Stickstoff ist außerdem ein Abgabenparameter. Eine Lösung der von der EU angemahnten Harmonisierung ist durch einen abgabeneutralen Wechsel des Analysenverfahrens in der Neuen Abwasserverordnung grundsätzlich möglich).

Operationale Parameter-Definition, Rechtsmittelfestigkeit, Normung

Die wesentlichen Zielsetzungen der Abwasserverordnung (und des flankierenden Abwasserabgabengesetzes) ist die Vermeidung und Verminderung der Abwasserschmutzfrachten. Wegen der unüberschaubaren Vielzahl von Abwasserschadstoffen wäre eine Einzelstoffregelung im abwasserbezogenen Ordnungsrecht in der Regel weder praktikabel noch sinnvoll. Die wesentlichen Abwasserschadstofffrachten werden deshalb über „Summenparameter“ oder „Wirkungsparameter“ in den 56 Anhängen der Abwasserverordnung (und des AbwAG) abgebildet.

„Summenparameter“ bilden die gleiche Eigenschaft verschiedener Stoffe in Summe ab (z. B. der Gesamte organische Kohlenstoff (TOC) ist die Summe aller Kohlenstoffmassen in den verschiedensten organischen Molekülen).

„Wirkungsparameter“ bilden die unerwünschte Umweltauswirkung einer unbekanntem Abwassermatrix einschließlich ihrer Coergismen direkt und sinnfällig über ein ökotoxikologisches Testverfahren ab (z. B. Fischei-Test). Anders als die Verfahren zur Bestimmung einer Einzelstoffkonzentration im Abwasser sind die Summen- und Wirkparameterergebnisse stark von den gewählten analytischen Randbedingungen abhängig. Verfahren mit starken zufälligen Ergebnisschwankungen sind aber für den ordnungsrechtlichen Vollzug und für eine messwertproportionale Abgabenerhebung ungeeignet. Deshalb werden die analytischen Randbedingungen dieser Verfahren besonders sorgfältig festgelegt und genormt, um eine genaue Parameterdefinition und um reproduzierbare Ergebnisse im Vollzug zu erhalten.

Eine weitere Schwierigkeit bei der Parameter- und Verfahrensauswahl liegt in der im Grundgesetz (Artikel 75) festgelegten „Rahmenkompetenz des Bundes für abwasserrechtliche Regelungen“. Einerseits ist nur ein praktikabler Vollzug der 56 abwasserrechtlichen Regelungen mit Summen- und Wirkungsparameter möglich, andererseits darf der Bund wegen seiner Rahmenkompetenz keine konkreten Überwachungsverfahren benennen. Es wurde deshalb folgende Aufhebung des Dilemmas vorgeschlagen, die bis heute gültig ist und für 95 Parameter in der Abwasserverordnung und im AbwAG rechtmittelfest vollzogen wird: Danach ist eine präzise Normung von Summen- und Wirkparameter durchzuführen. Die erarbeitete Verfahrensform führt zu reproduzierbaren Ergebnissen. Die Verfahrensrandbedingungen werden konventionell und eindeutig festgelegt. Das Normverfahren in der rechtlichen Regelung versteht sich vordergründig nicht als Überwachungsverfahren für den Ländervollzug, sondern als „Parameterdefinition“ des Bundes in einer Bundesrahmverordnung (AOX ist das was sich ergibt, wenn diese und nur diese AOX-Verfahrensnorm angewandt wird; oder anders: AOX ist das, was Bund und Länder in der AbwV über das Analysenverfahren vorgegeben haben).

Mit dieser „operationalen Begriffsdefinition“ werden Grenzwertziffern und analytische Verfahrensnorm untrennbar verknüpft und bilden zusammen die Grenzwertanforderung der Verordnung. Das Analysenverfahren wird Teil der materiellen Rechtsanforderung. Die Erarbeitung und Etablierung der analytischen Emissions-Verfahrensnorm für die Abwasserverordnung ist eine Art definitorischer Hoheitsakt. Diese Konstruktion erhält intrinsisch eine hohe Rechtssicherheit für die Abwasserverordnung, sofern lediglich die Norm fachgerecht und qualitätsgesichert angewendet wird. Die übergeordnete unendlich diskutierbare Streitfrage nach einem „besseren oder richtigeren Verfahren für den Vollzug“ wird rechtssicher ausgeklammert. Alle 95 Parameter des Abwasserrechts (WHG und AbwAG) werden seit 1979 auf diese Weise „definiert“. Es werden „maßgeschneiderte“ Parameterdefinitionen in der Form von Summen- oder Wirkverfahren entwickelt, genormt und über Gesetzesnovellen als Teil der rechtlichen Anforderung umgesetzt (zuletzt: Novelle des AbwAG und der AbwV, 17.06.2004).

Die konventionelle Festlegung der messwertbeeinflussenden Randbedingungen führt zu der erwünschten Reproduzierbarkeit, aber zu Schwierigkeiten im internationalen Bereich, weil jedes Land zu anderen Festlegungen der messwertbeeinflussenden Randbedingungen kommen kann. (1979 wurden vor der Normung 45 verschiedene CSB-Verfahren gelistet, die aus derselben Abwasserprobe zu unterschiedlichen CSB-Gehalten führten.) Deshalb wurde 1982 der Vorsitz des Arbeitsbereiches Wasserwesen in der ISO und 1989 der analoge Vorsitz im CEN, in Personalunion übernommen. Inzwischen sind mehr als 100 deutsche Normen, nahezu wortidentisch international (ISO) und europaweit (EN) genormt – eine erhebliche Vereinheitlichung und Harmonisierung im Bereich der Parameterdefinitionen. Die europäische Kommission hatte angekündigt, die EU-Richtlinien in Zukunft mit europäischen Normen auszustatten (die so weitgehend wortidentisch mit deutschen Normen sind). Fehlende

Angleichungen unterschiedlicher Normverfahren im Vorfeld hätten erhebliche Auseinandersetzungen auf internationaler Ebene um das vermeintlich „bessere Verfahren“ produziert.

b) Probenahme

Die Randbedingungen zur Probenahme sind in § 2 AbwV festgelegt. Qualitätssichernde allgemeine Verfahrensbeschreibungen sind im Anhang zu § 4 AbwV unter den Punkten 1 bis 4 über entsprechende Normen festgelegt. Festlegungen in der AbwV sind alleine nicht hinreichend um eine repräsentative Probenahme abzubilden. Sie werden für den Vollzug von den Ländern präzisiert.

c) Gleichwertige Verfahren (§ 4 Abs. 2)

Die Länder „können in der Erlaubnis andere, gleichwertige Verfahren festsetzen“ (§ 4 Abs. 2, AbwV) sofern die materielle Anforderung der AbwV dadurch nicht geändert wird. Eine matrixunabhängige echte Gleichwertigkeit zweier oder mehrerer Verfahren bezogen auf das Messergebnis gibt es grundsätzlich nicht – auch nicht bei der Durchführung der Gleichwertigkeitsprüfung mit genormten Vergleichsverfahren.

Der Hinweis in § 4 Abs. 2 hat aber trotzdem erhebliche vollzugsvereinfachende Wirkung, weil die materielle Gleichwertigkeit im Hinblick auf den Befund die eigentliche Vergleichsgröße ist. Durch die vorgegebene Grenzwertüberwachung (4- von 5-Regelung) reduziert sich das Überwachungsergebnis auf die Aussage: „Grenzwert eingehalten“ oder „Grenzwert nicht eingehalten.“ Da 80 bis 90 % der überwachten Werte die Erlaubniswerte deutlich unterschreiten, kann der Vollzug rechtsmittelfest und preiswert mit einfachen Verfahren durchgeführt werden. Bei der Anwendung gleichwertiger Verfahren ist lediglich bei den wenigen abgaberelevanten Überschreitungen eine (Nach)Messung mit dem Referenzanalyseverfahren erforderlich, um die genaue Abgabenhöhe zu ermitteln.

d) 4-von-5-Regelung (§ 6 Abs. 1, AbwV)

Bei der 4-von-5-Regelung muss der Grenzwert eingehalten werden. Er gilt aber auch als eingehalten, wenn 4 Messwerte den Grenzwert unterschreiten und der 5. Wert ihn um nicht mehr als 100 % überschreitet. Diese Konstruktion ist vollzugsvereinfachend, weil für die Ermittlung einer Grenzwertüberschreitung die Verfahrenspräzision nur für die Höhe des Grenzwertes und nicht für den gesamten Messbereich bekannt sein muss. Hinzu kommen die erheblichen Vollzugsvereinfachungen bei dem Einsatz „gleichwertiger Verfahren“ (Punkt 1 c). Außerdem kann der Abstand des Grenzwertes zur Bestimmungsgrenze erheblich kleiner sein, als bei der häufig üblichen arithmetischen Mittelwertbildung.

e) Signifikante Stellen (§ 6 Abs. 2, AbwV)

Die Grenzwerte in den Anhängen sollen immer so viele signifikante Stellen enthalten, wie die Referenzverfahrensvorschrift in der Anlage zu § 4 enthält. (Beispiel: Ein Cadmiumgrenzwert im Anhang der AbwV von 1 mg/l Cd würde noch als eingehalten gelten, wenn der Messwert 1,4 mg/l Cd (+40 %) aufweist, weil die „1,4 mg/l“ zu 1,0 mg/l abgerundet werden. Enthält die

Norm die Angabe: „2 signifikante Stellen“, dann ist der Grenzwert im Anhang automatisch als 1,0 mg/l Cd zu verstehen und ein Messwert von 1,4 mg/l würde eine Grenzwertüberschreitung anzeigen. Eine unterschiedliche Rundungsentscheidung wird in der AbwV so ausgeschlossen.)

f) Messwertfehler (§ 6 Abs. 3 AbwV)

Die in den Anhängen festgelegten Werte verstehen sich einschließlich der Positivabweichung der zufälligen Fehler der Analyse- und Probenahmeverfahren und der systematischen Fehler. Sie werden in den Grenzwerten bereits zugunsten des Einleiters durch eine entsprechend höhere Grenzwertziffer berücksichtigt.

g) TOC statt CSB (§ 6 Abs. 3 AbwV)

Siehe zusätzliche Anforderungen in der neukonzipierten AbwV.

h) Salzkorrektur (§ 6 Abs. 4 AbwV)

Die Salzkorrektur ist für die ökotoxischen Verfahren erforderlich, sofern die Salzttoxizität nicht abgebildet werden soll

- weil der Stand der Technik keine Verminderung der Salzkonzentration vorsieht (AbwV zu § 7a WHG)
- oder weil eine salzbedingte Abgabe entfällt, wenn das Abwasser in Meer- oder Brackwasser eingeleitet wird (AbwAG).

Bei der Übernahme in die neue Abwasserverordnung ist im Einzelfall zu prüfen, ob der Stand der Technik mit einer Verminderung der Salzfracht verbunden ist.

Tabelle 1: Zusammenfassung 1a bis 1g, „Instrumentarium der in Kraft befindlichen Abwasserverordnung“

Instrument	AbwV, 17.06.2004	AbwV Neu
Operationale Parameterdefinition	§ 2, 4, 6 und Anlage zu § 4	<u>bleibt</u> (Rechtsmittelfestigkeit)
Normung (möglichst DIN EN ISO)	§ 4 Abs. 1	<u>bleibt</u> (Harmonisierung)
Gleichwertige Verfahren	§ 4 Abs. 2	<u>bleibt</u> (erhebliche Vollzugsvereinfachung)
4-von5-Regelung	§ 6 Abs. 1	<u>bleibt</u> (erhebliche Vollzugsvereinfachung)
Probenahme	§ 2	<u>bleibt</u> (Länder, Art. 75 GG, Vollzugshoheit), Präzisionen zur AQS möglich
Messwertfehler, inhärent berücksichtigt	§ 6 Abs. 2	<u>bleibt</u> (praktikabel, rechtsmittelfest)
signifikante Stellen des Grenzwertes	§ 6 Abs. 2	<u>bleibt</u> (Rechtsklarheit über die signifikanten Stellen der Norm)
TOC:CSB = 1:4	§ 6 Abs. 3	<u>bleibt für die bestehende AbwV</u> (in der neuen AbwV nur noch TOC)
Salzkorrektur	§ 6 Abs. 4	<u>bleibt</u> (SdT für AbwV und Einleitung ins Meerwasser für AbwAG)
Hinweise 501 bis 509 der AbwV in Anhang zu § 4	Anhang zu § 4	<u>bleiben</u> (Präzisionen der Normen)
Bund-Länder AGn	nicht geregelt	<u>bleiben</u> (Bundesratsfestigkeit)

2. Instrumentarium der neukonzipierten Abwasserverordnung

Die in Tabelle 1 gelisteten Instrumentarien sind im Verlauf von 25 Jahren durch ständige Nachführung entstanden und sollten wegen der hohen Rechtsmittelfestigkeit und Praktikabilität beibehalten werden. Mit den Bund-Länder-Arbeitsgruppen und Normungsinstitutionen (DIN, EN, ISO) ist eine Abbildung zusätzlicher Anforderungen wie in der Vergangenheit möglich. Unabhängig davon ergeben sich mehrere Anpassungen und Neuerungen:

a) TOC an Stelle des CSB

Seit 1979 wird versucht den TOC durch den CSB zu ersetzen. Umfangreiche Untersuchungen haben immer nur wieder bestätigt, was bereits vorher bekannt war: Es gibt keinen festen Umrechnungsfaktor zwischen TOC und CSB. Damit ist ein Ersatz des CSB-Verfahrens in der AbwV und im AbwAG vorerst nicht möglich (Hilfskonstruktion in § 6 Abs. 3, CSB:TOC = 4:1).

In der neuen Abwasserverordnung (und in jedem novellierten Anhang zur AbwV) sollte ausschließlich eine TOC-Anforderung anstelle der CSB-Anforderung aufgenommen werden.

Zur Vermeidung eines CSB-/TOC-Umrechnungsfaktors wird in das AbwAG im Anhang zu § 3 eine zusätzliche Zeile in der Tabelle aufgenommen, in der die TOC-Schadeinheitenregelung und die TOC-Befreiungsregelung quantifiziert werden (z.B. (SE = 15 kg TOC / keine Abgabe bei Konzentrationen kleiner 5 mg/l TOC oder 75 kg TOC-Jahresfracht).

b) TN_b statt NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺

Die kommunale Abwasser RiLi sieht die Erfassung des organischen und anorganischen Stickstoffs im Abwasser vor. Der deutsche Anhang 1 zur AbwV regelt nur die Einleitung anorganischer Stickstoffverbindungen im Schmutzwasser (Nitrat, Nitrit, Ammonium).

Die neue Abwasserverordnung sollte nur noch den TN_b enthalten (NH₄⁺-N ist ggf. in Einzelfällen noch regelungsnotwendig. Mit dieser Regelung würde der Vollzug vereinfacht und eine Anpassung an das EU-Recht erzielt.

Die TN_b-Norm muss dabei analog der TOC-Norm oder im Sinne des Hinweises Nr. 502 des Anhangs zu § 4 AbwV für die Schwebstofffassung erweitert werden. Bis zur Novellierung der Norm ist auch ein Hinweis im Anhang der AbwV unter der neuen Nr. 510 sinnvoll.

Im AbwAG ist eine zusätzliche Zeile im Anhang zu § 3 aufzunehmen, um die Abgabefähigkeit für TN_b-Stickstoff (Summe organisch- und anorganisch gebundener Stickstoff) zu erhalten.

c) ICP-Phosphor

In Abhängigkeit vom Aufschlussverfahren (Perchlorsäure-, Peroxidisulfat-, Königswasser-, HNO₃/H₂O₂-ICP-Ausschluß) werden verschiedene Phosphorverbindungen erfasst. Im Anhang „Kühlabwasser“ werden gezielt „Phosphate und Phosphonate“ gemeinsam mit der ICP-Methode bestimmt. Die verschiedenen Aufschlussverfahren schließen die organischen Phosphorverbindungen uneinheitlich auf und führen zu unterschiedlichen Messergebnissen.

Es sollte für die Gesamtphosphorbestimmung nur **ein** P-Bestimmungsverfahren vorgegeben werden: ICP-Phosphor. (Mit dem ICP-Verfahren wird ohnehin die Metallanalytik durchgeführt, so dass hier eine Verfahrensvereinfachung in Aussicht steht.) Eine entsprechende Textanpassung muss dann auch im Anhang des AbwAG erfolgen, weil der organisch gebundene Phosphor miterfasst wird.

d) Bioteste G statt G_{EI}

In der neuen Abwasserverordnung sollte branchenspezifisch nur noch der oder die empfindlichste(n) Biotest(e) geregelt werden.

Im Abwasserabgabengesetz sollten dann der G_{EI}-Wert durch einen G-Wert ersetzt werden, der das empfindlichste ökotoxikologische Ergebnis mit der Abgabe belegt.

Darüber hinaus ist die Testpalette der Biotestverfahren zu erweitern, um die spezifischen ökotoxischen Wirkungen der Abwässer besser abzubilden.

e) Prioritäre Stoffe der WR RiLi und pharmazeutische Produkte

Für die abwasserrelevanten prioritären Stoffe der Wasserrahmen-RiLi und für ausgewählte pharmazeutische Stoffe und gefährliche Chemikalien (NRW-Studie 2004²⁾) sind Verfahren auszuwählen oder zu entwickeln und zu normen.

²⁾ „Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in Kläranlagen“ MUNLV-NRW, Düsseldorf, März 2004.

f) Verwertung (Sekundärrohstoffdünger)

Sofern Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet werden soll, wird die Düngefunktion des Klärschlammes durch die Eisen- und Aluminiumfällung des Phosphats erheblich eingeschränkt. Die für diese Fälle nachgewiesene Einschränkung der Bioverfügbarkeit des Phosphors kann über eine Bestimmung der Phosphorverwertbarkeit im Klärschlamm quantifiziert werden. Analog zu den Düngemitteluntersuchungen wird mit einem Zitronensäureauszug der P-Gehalt des Klärschlammes bestimmt (z. B. kleiner 1 % P – kein Düngemittel).

Ein Verbot der direkten Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft bei fehlender Düngefunktion (bei Einsatz von Fe- und Al-Salzen) wäre eine einfachere und sinnvolle Anforderung an die Qualität der Verwertungsprodukte.

g) Abluft aus Kläranlagen

Die Abluft aus Kläranlagen kann in Anlehnung an die TA-Luft als Fracht und/oder als Konzentration begrenzt werden.

Es erscheint sinnvoller am „technischen Ort des Anfalls“ die „ausblasbaren organischen Stoffe“ vorbeugend zu begrenzen (VOC oder POC oder FLOC). Strippverluste in der Kanalisation oder in der Behandlungsanlage können so vorbeugend verhindert werden. (Eine weitere Differenzierung in flüchtige organisch gebundene Halogene, Stickstoffverbindungen usw. ist hier nicht zielführend.)

h) Energieeffizienz

Die benötigte Fremdenergie (Strom und Wärme) pro m³ Abwasser muss dem SdT entsprechend in kWh/m³ begrenzt werden. Faulung und Klärschlammvergasung oder -verbrennung werden miteinbezogen.

i) Regen(ab)wasser, ortsnahe Versickerung

Die Verminderung der Schadstofffracht durch z. B. ortsnahe Regenabwasserversickerung kann in ihrer Größenordnung über einen Leitparametergrenzwert „g Feststoffe (abfiltrierbare Stoffe) pro ha und Jahr“ in der AbwV geregelt werden. Er ist ausreichend genau mit der Schadstofffracht korreliert (z. B. CSB, Metalle).

j) Abwasser-Hygiene

Die Anforderungen an den Hygiene-Status des behandelten Abwassers können z. B. über die Konzentration coliformer Keime im Abwasser festgelegt werden.

Die zusätzlichen Verfahren a) bis j) sind in **Tabelle 2** zusammengefasst.

Tabelle 2: Zusammenfassung der zusätzlich zum Instrumentarium der AbwV in Tabelle 1 zu erarbeitenden Verfahren (a bis j)

Thema	neue AbwV	Bemerkung (AbwAG)
TOC statt CSB (Kohlenstoff)	nur noch TOC mit Feststoff- erfassung (kein CSB)	TOC Zeile zusätzlich SE = 15 kg TOC Abgabe-Freiheit: 5 mg/l TOC oder 75 kg TOC-Jahresfracht
TN _b statt anorg.N (Gesamt-Stickstoff)	nur noch TN _b (anorganisch + organisch gebundener Stick- stoff mit Feststofffassung (nicht mehr NO ₃ ⁻ N, NO ₂ ⁻ N, NH ₄ ⁺ -N)	TN _b -Zeile zusätzlich Erfassung Org.N analog Kommunal-Abw RiLi, Vereinfachung
ICP-P (Phosphor)	nur noch ICP-Phosphor	Textanpassung im AbwAG. Vereinfachung im Vollzug
G-Wert statt G _{EI} -Wert und Erweiterung der Biotestpalette	nur noch Auswahl von 1, 2 oder 3 Ökotoxtesten	der empfindlichste G-Wert bestimmt die Abgabe (AbwAG)
WR RiLi und NRW-Pharmazeutika und gefährliche Stoffe ²⁾	Verfahrensauswahl	Einzelstoffanalytiknormen (teilweise Summenparameter)
Klärschlamm als Sekundärrohstoff-dünger	Verwertbarkeit des Phos- phors über Zitronensäure- auszug bestimmen (Analog Düngemittelunter- suchung)	Verbot der landwirtschaft- lichen Verwertung bei Fällung mit Fe- und Al-Salzen
Abluft aus Kläranlagen	Fracht oder Konzentration in der Anlagenabluft. Besser vorbeugend VOC, FIOC, POC bestimmen (nicht weiter differenzieren in z.B. FIOX)	Einhaltung des FIOC-Wertes = SdT
Energieeffizienz	kWh/m ³ Abwasser (Strom und Wärme)	Faulturmabgas, Klärschlamm- vergasung und Verbrennung berücksichtigen
Regen(ab)wasser ortsnah versickern	Leitparameter AFS (CSB- korreliert)	Flächenbezogene Jahresfracht begrenzen (z.B g AFS/ha a)
Hygiene	coliforme Keimkonzentration begrenzen	

3. Zusammenfassung

Das Instrumentarium zur Festlegung der Anforderungen nach dem neuen Stand der Technik mit der Festlegung „operational definierter Parameter“ über „genormte Analyseverfahren“ sollte wegen der intrinsisch hohen „Rechtsmittelfestigkeit“ und „Praktikabilität im Vollzug“ im Wesentlichen weiterverwendet werden (Tabelle 1). Für die Abbildung des neuen Standes der Technik sind jedoch eine Reihe von Veränderungen und zusätzlichen Verfahren sinnvoll und notwendig. In Tabelle 2 sind einige Anforderungen gelistet.

- die zu einer Verbesserung des Instrumentariums in der neuen Abwasserverordnung führen,
- die über die WR-RiLi und die Kommunal-Abwasser RiLi vorgegeben sind
- und die sich aus dem medienübergreifenden Ansatz des neuen § 7a WHG ergeben.

Medienübergreifende Aspekte am Beispiel der Metall bearbeitenden und Metall verarbeitenden Industrie

Dipl.-Ing. Jörg Zimpel

1. Geltungsbereich des Anhangs 40

Der Anhangs 40 (1) gilt insbesondere für Abwasser, das im wesentlichen anfällt bei der

- Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen mit elektronischer oder chemischer Metallabscheidung (Galvanisieren), wie Verzinken, Verkupfern, Verchromen, Versilbern, Vercadmen usw. einschließlich Entmetallisieren
- Oberflächenbehandlung ohne Metallabscheidung, wie Beizen, Brennen, Phosphatieren, Lackieren
- Wärmebehandlung (Härten)
- spanlosen Verformung, wie Pressen, Ziehen, Schmieden, Gießen von Eisen und NE-Metallen
- spanabhebenden Bearbeitung, wie Drehen, Bohren, Fräsen, Gleitschleifen, Polieren
- Batterierherstellung und
- beim Emaillieren.

Metall bearbeitende und Metall verarbeitende Betriebe leiten ihr Abwasser vorwiegend in kommunale Abwasseranlagen ein. Für sie gelten daher

- die wasserrechtlichen Anforderungen A, B, D und E des Anhangs 40 und
- die Anforderungen der kommunalen Entwässerungssatzungen, die sich vorwiegend auf die Empfehlungen des ATV – DVWK - Merkblattes M 115 (2) stützen.

Wie die wasserrechtlichen Anforderungen in der Praxis umgesetzt werden können, wird u. a. in den vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser herausgegebenen "Hinweisen und Erläuterungen zu Anhang 40 der AbwasserV" (3) beschrieben. Sie erschienen erstmals im Jahre 1993 und liegen seit 1999 in überarbeiteter Form vor. Neu eingearbeitet wurden in die Hinweise und Erläuterungen die neuesten wasserrechtlichen Regelungen gemäß § 7 a WHG sowie Erkenntnisse, die bei der Umsetzung des Anhangs 40 seit seiner ersten Veröffentlichung im Jahre 1989 gewonnen wurden. Quasi fortgeschrieben wurden die Hinweise und Erläuterungen zu Anhang 40 mit den deutschen Beiträgen zum BREF „Surface Treatment of Metals and Plastics“, u. a. mit dem Beitrag „Die besten verfügbaren Techniken bei der Behandlung metallischer und nichtmetallischer Oberflächen mit chemischen und elektrochemischen Verfahren“ vom Dezember 2003 (4).

2. Entwicklung der Entsorgungstechnik – Beispiel Galvaniken

Von den Betrieben der Metall bearbeitenden und Metall verarbeitenden Industrie standen aufgrund vieler Negativschlagzeilen in der Vergangenheit bis in die 80'er Jahre hinein insbesondere die Galvaniken im Blickpunkt. Nicht selten wurden sie für die Vergiftung des

biologischen Teils kommunaler Kläranlagen, die überhöhten Schwermetall – Konzentrationen in kommunalen Klärschlämmen und Fischsterben verantwortlich gemacht sowie als Verursacher von massiven Boden- und Grundwasserverunreinigungen - u. a. mit Chromat und leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen – ermittelt. Die Galvaniken sollen daher im Mittelpunkt der nachfolgenden Ausführungen stehen.

Zur Zeit gibt es in Deutschland etwa 3.000 galvanotechnische Betriebe - Zulieferer und Dienstleistungsunternehmen - mit etwa 10.000 Mitarbeitern. Sie sind mit durchschnittlich 10-80 Mitarbeitern überwiegend mittelständig geprägt und betreiben Prozessbäder unterschiedlichster Größenordnung, beginnend mit wenigen Litern bei der Schmuckindustrie bis hin zu Einheiten mit 500 m³ und mehr bei den Zulieferern der Fahrzeugindustrie. Der jährliche Metalleinsatz in der Branche beträgt heute etwa 20.000 t (4).

In den letzten Jahrzehnten wurden die Arbeitsprozesse in Galvaniken ständig weiterentwickelt. Energiesparende Automaten, weitgehend geschlossene Wasserkreisläufe, eine hochentwickelte und sorgfältige Abwasserreinigung, die Rückgewinnung von Wertstoffen aus dem Abwasser und die Verwertung von Abfällen sind heute Stand der Technik.

Die nachfolgende **Abbildung 1** gibt einen Überblick über die Arbeitsschritte in einer Galvanik beim Auftragen einer metallischen Schicht auf ein Werkstück.

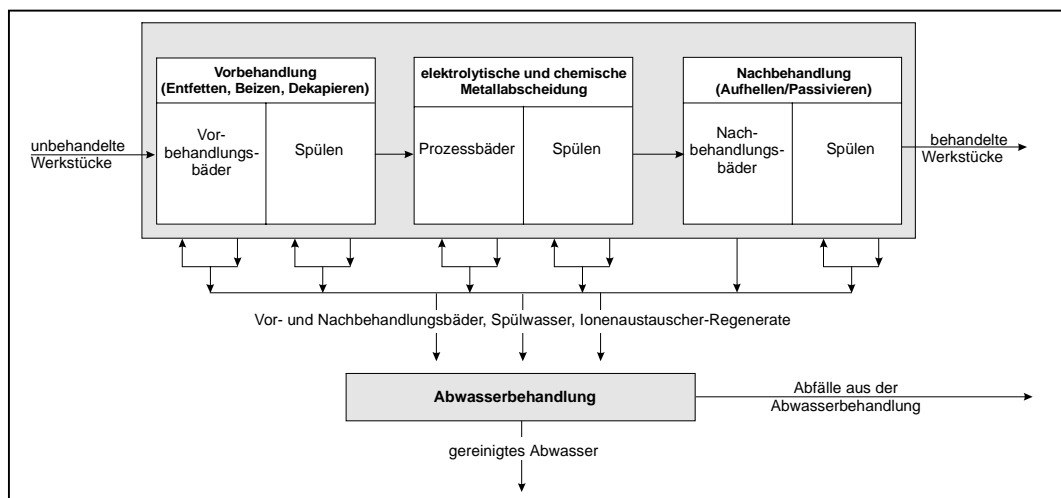


Abbildung 1: Überblick über die Arbeitsschritte in einer Galvanik (5)

Anfangs wurden vorwiegend „end of pipe – Anlagen“ erstellt - insbesondere Durchlaufanlagen. Dies änderte sich in den siebziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts als einzelne – meistens größere – Betriebe aus Kostengründen begannen, ihre Spülwässer durch Kaskadenspültechnik oder Kreislaufführung mehrfach zu verwenden, so dass der spezifische Abwasseranfall deutlich zurückging.

Die Zahl der sehr störanfälligen großen Durchlaufanlagen konnten damit - ständig zunehmend - durch die sicheren kleinen Chargenanlagen ersetzt werden. Dies war ein ganz wichtiger Schritt, mit dem die Emissionen über den Abwasserpfad erheblich reduziert wurden. Sogenannte Abwasser freie Galvaniken haben sich allerdings nicht durchsetzen können. Abgesehen davon, dass die Investitions- und Betriebskosten recht hoch sind, geht es wohl

ohne Ausschleusung gewisser Anteile des Abwassers und dessen Ersatz durch Frischwasser wegen der Anreicherung schwer eliminierbarer, meist nicht bekannter Stoffe bzw. Zersetzungsprodukte wohl nicht, worauf Hartinger schon Anfang der 90'er Jahre hinwies (6). Darüber hinaus ist bei diesem Anlagentyp der Energieverbrauch und damit auch der CO₂ – Ausstoß in die Atmosphäre größer als bei den Abwasser armen Galvaniken. Auch bei dem Einsatz von Verdampfern gelangen Schadstoffe in die Umwelt (6).

Aus Kostengründen und mit den zunehmenden Schwierigkeiten bei der Abfallbeseitigung begannen die Betriebe in den 80'er Jahren, ihre Abfallmengen ebenfalls zu minimieren, indem sie Wertstoffe zurückgewannen. Allen Betrieben verbindlich vorschreiben konnte man diese in der Praxis bewährten und sehr umweltfreundlichen Fertigungstechniken allerdings jedoch noch nicht, da weder das Wasserrecht, das Abfallrecht noch das Immissionschutzrecht eine Handhabe boten, um auf die Fertigungstechnik einzuwirken. Dies war erst möglich, als das Anforderungsniveau für Einleitungen von Abwasser mit "gefährlichen" Stoffen mit der Novellierung des § 7a WHG im Jahre 1986 (5. Novelle) und der daraufhin erfolgten Fortschreibung des Anhangs 40 im Jahre 1989 von den allgemein anerkannten Regeln der Technik auf den Stand der Technik angehoben wurde.

3. Medien übergreifende Anforderungen des Anhangs 40

3.1 Ziele

Mit der Fortschreibung des Anhangs 40 im Jahre 1989 wurden in Deutschland erstmals in einer Vorschrift Medien übergreifende Anforderungen an Abwassereinleitungen gestellt.

Neben den bis zu diesem Zeitpunkt schon immer üblichen Anforderungen an den Ablauf der betrieblichen Abwasserbehandlungsanlagen (siehe Abschnitt C und D des Anhangs 40), war es jetzt vorrangiges Ziel,

- umweltfreundliche Prozesstechnologien flächendeckend vorzuschreiben, um sowohl die über den Abwasserpfad in die Umwelt gelangende Schadstofffracht als auch die Abfallmenge zu minimieren oder sogar ganz zu vermeiden (siehe Abschnitt B des Anhangs 40)
- das Abwasser mit den "besonders gefährlichen" Stoffen Cadmium, Quecksilber und leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (LHKW) am "Ort des Anfalls" jeweils separat zu fassen und zu behandeln bevor es in die betriebliche Abwasserbehandlungsanlage eingeleitet wird, um sicher zu gehen, dass diese Stoffe
 - in möglichst geringen Frachten über den Abwasserpfad in die Umwelt gelangen
 - verwertet werden können und dass
 - im Falle der LHKW auch ein möglichst guter Boden- und Grundwasserschutz gewährleistet wird (siehe Abschnitt E des Anhangs 40)

und

- auf den Verzicht von Stoffen hinzuwirken, die in der Umwelt unerwünscht sind und in der Fertigung nicht unbedingt benötigt werden – zum Beispiel AOX und EDTA (siehe Abschnitt D und E des Anhangs 40).

3.2 Medien übergreifende Anforderungen an den Fertigungsablauf

Mit den allgemeinen Anforderungen B des Anhangs 40 wird unter anderem verlangt,

- die Standzeiten der Prozessbäder durch Pflegemaßnahmen so weit wie möglich zu verlängern (Ziel: Reduzierung der Abwasser- und Abfallmengen)
- die Ausschleppung von Badinhaltsstoffen mittels geeigneter Verfahren weitgehend zu unterbinden (Ziel: Reduzierung der Abfallmengen)
- aus Prozessbädern ausgeschleppte Stoffe wieder in die Prozessbäder zurückzuführen (sofern dafür geeignet) oder für die externe Verwertung zurückzugewinnen (Ziel: Reduzierung der Abfallmengen)
- das Spülwasser mehrfach zu nutzen (Ziel: Reduzierung der über den Abwasserpfad in die Umwelt gelangenden Schadstofffracht).

3.2.1 Reduzierung der zur Ableitung gelangenden Schadstofffracht

Beim Herausheben von Warenträgern und Ware aus dem Prozessbad wird zwangsläufig eine bestimmte Badmenge durch Warenträger und Ware ausgeschleppt. Diese konzentrierte Lösung muss durch das jedem Prozessbad nachgeschaltete Spülsystem soweit abgespült werden, dass die nachfolgenden Verfahrensstufen möglichst wenig mit Fremdmetallen, schwerlöslichen Salzen, organischen Zersetzungsprodukten aller Art sowie mit Schmutzstoffen verunreinigt werden. Das dabei anfallende Spülwasser ist i.d.R. der Hauptbestandteil der in metallbearbeitenden und metallverarbeitenden Betrieben anfallenden flüssigen Reststoffe.

Aus **wasserwirtschaftlicher Sicht** ist die Forderung nach Mehrfachnutzung des Spülwassers die wichtigste, denn je intensiver die Mehrfachnutzung ist, desto geringer ist auch der Abwasseranfall und damit die zur Ableitung gelangende Schadstofffracht. Nicht mehr zulässig ist es daher, den Entfettungsbädern, Beizbädern, den Prozessbädern zum galvanischen und chemischen Abscheiden von Metallen nur eine Fließspüle – wie in der Vergangenheit häufig praktiziert – nachzuschalten. Auch die Kombination Bad – Standspüle – Fließspüle entspricht mit den 2 Spülschritten nur den allgemein anerkannten Regeln der Technik. Nach dem heute zu fordernden Stand der Technik sind mindestens 3 Spülschritte erforderlich: entweder als 3-fach-Kaskade oder in der Kombination 2-fach-Vorspülkaskade und Kreislauf-führung oder in Form von Spültechniken, die den zuvor genannten mindestens gleichwertig sind. Nach gering konzentrierten Bädern, bei Galvaniken zum Beispiel Dekapier- und Chromatierbäder sowie bei der Gefahr von Fleckenbildung und Nachreaktionen auf den Produktoberflächen aufgrund zu langen Spülens, wird von dieser Regel gelegentlich abgewichen. Als Anhaltswert für den Wasserbedarf bei Spülung mit 3-fach-Kaskade können bei Gestellware, einem Spülkriterium von 2000 und einer Elektrolytverschleppung von $0,1 \text{ l/m}^2$ etwa $1,3 \text{ l/m}^2$ genannt werden, wo früher 40 bis 200 l/m^2 die Regel darstellten. Bei Einsatz einer Vorspülkaskade und anschließender Kreislaufspüle kann der Wassereinsatz sogar auf unter $0,5 \text{ l/m}^2$ gedrückt werden. Durch diese heute üblichen Spülwassertechniken sind die verbleibenden Abwassermengen sehr gering.

Die erforderliche Spülwassermenge im Gesamtprozess wird im wesentlichen von folgenden Faktoren beeinflusst:

- Anzahl der Behandlungsstufen
- Notwendige Spülkriterien nach den einzelnen Behandlungsstufen
- Art des Warentransports (Trommel-, Gestell-, Bandgalvanik)
- Art der behandelnden Teile (Geometrie, Werkstoff, Oberflächenrauigkeit).

Aufgrund dieser Gegebenheiten und der Tatsache, dass keine Galvanik mit einer anderen vergleichbar ist, ist die Angabe eines einheitlichen, allgemein gültigen Wertes für den spezifischen Wasserbedarf (l/m^2) nicht möglich (4).

Die anschließende **Abbildung 2** zeigt beispielhaft eine vereinfacht dargestellte Cyanid freie Verzinkungsanlage. Wie in dieser Abbildung zu erkennen ist, wird nach den einzelnen Bädern in mehreren hintereinander geschalteten Spülbädern intensiv gespült. Diese intensive Spülung ist – wie schon erwähnt – auch notwendig, um eine hohe Qualität der zu fertigenden Metalloberflächen zu gewährleisten, sie ist also nicht nur aus ökologischer Sicht sinnvoll.

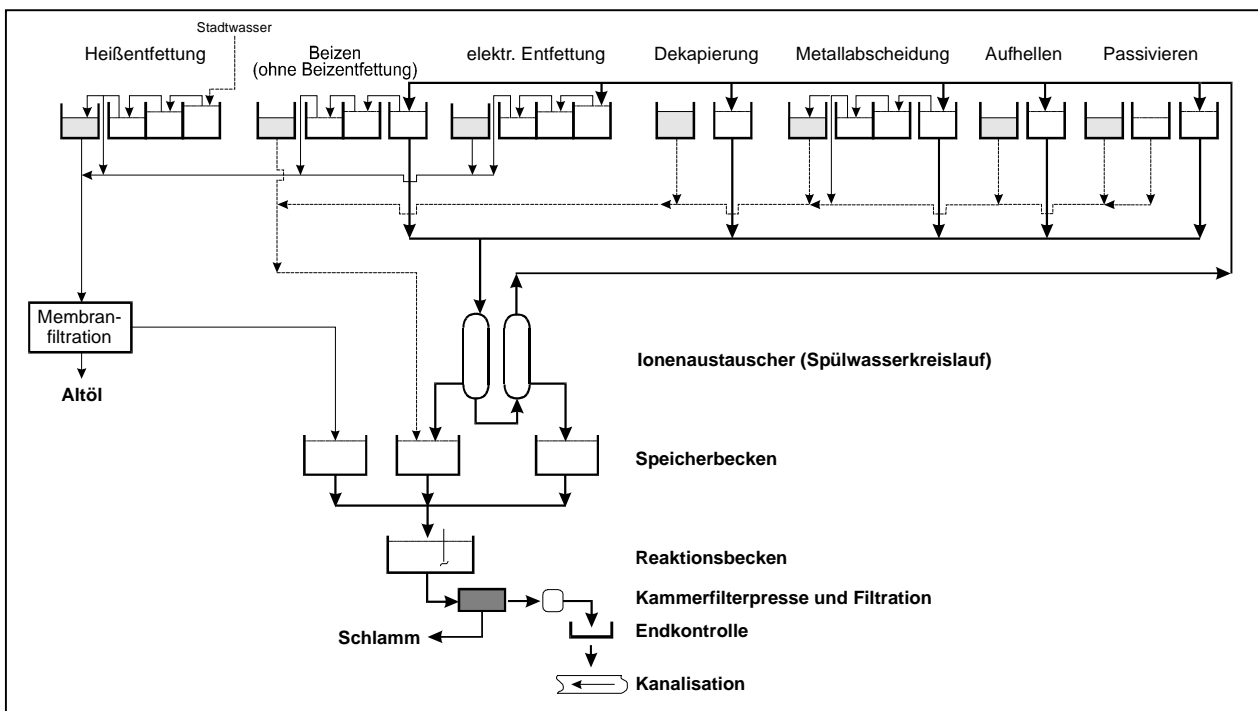


Abbildung 2: Vereinfacht dargestellte Cyanid freie Verzinkungsanlage (3)

3.2.2 Verminderung der Abfallmengen

Aus **abfallwirtschaftlicher Sicht** sind vor allem folgende Anforderung des Anhangs 40 von Bedeutung:

- die Reduzierung der Ausschleppung von Badinhaltsstoffen
- die Badpflege und
- das Rückgewinnen und Rückführen von ausgeschleppten Badinhaltsstoffen.

Mit Hilfe dieser Maßnahmen kann die Abfallmenge (Schlamm aus Abwasserbehandlungsanlagen) stark reduziert werden. Nach bisherigen Erfahrungen ist davon auszugehen, dass sie bei Galvaniken bei konsequenter Umsetzung der o. g. Anforderungen des Anhangs 40 – je nach Ausgangslage - im günstigsten Fall auf etwa 25 % (7) und im ungünstigsten Fall auf 50 % (8) der ursprünglichen Menge zurückgehen kann (vgl. auch 5.2).

Zur **Reduzierung der Ausschleppung von Badinhaltsstoffen** zählen geringe angepasste Ausfahrgeschwindigkeiten aus dem Bad sowie insbesondere zweckmäßige Konstruktion und Aufhängung (nicht schöpfend) der zu behandelnden Teile. Nach dem Ausfahren aus dem Bad kann die Verschleppungsmenge noch weiter reduziert werden, unter anderem durch

- genügend Zeit zum Abtropfen (Gestell- und Trommelware)
- Ersetzen schadhafter Warenträger und
- Gestellpflege.

Weitere Möglichkeiten der Verminderung von Badausschleppungen sind Spritzschutz und eine optimale Badzusammensetzung.

Insgesamt handelt es sich bei den genannten Maßnahmen um wenig aufwendige aber sehr wirkungsvolle Maßnahmen hinsichtlich Wertstoffrückgewinnung und Abfallreduzierung bei gleichzeitiger Minimierung des Aufwandes beim Spülen und der Abwasserbehandlung. Diese Maßnahmen sind nicht nur umweltfreundlich, sondern auch aus wirtschaftlicher Sicht interessant – es lassen sich mit Hilfe dieser sehr einfachen Maßnahmen 40 bis 60 % der ausschlepten, zum Teil sehr teuren Elektrolyte wieder zurückgewinnen (9).

Für die **Badpflege** stehen ebenfalls zahlreiche bewährte Verfahren zur Verfügung.

Die meisten metallhaltigen Prozessbäder haben bei sorgfältiger Pflege Standzeiten von mehreren Jahren. Als Badpflegemaßnahmen bei diesen Bädern haben sich u. a. durchgesetzt

- die Filtration (Flächen- und Anschwemmfilter) bei schwefelsauren und cyanidischen Kupferelektrolyten, elektrolytischen und chemischen Nickelbädern sowie bei Zink- und Zinnelektrolyten zur Entfernung fester Verunreinigungen und
- die Aktivkohlebehandlung bei schwefelsauren Kupferelektrolyten und elektrolytischen Nickelbädern.

Diese Badpflegemaßnahmen sind bei den zuvor aufgeführten Beispielen Stand der Technik.

Als weitere – häufig auch sehr wirtschaftliche – Badpflegemaßnahme ist die Pflege der Hartchrombäder und Glanzchrombäder mittels Ionenaustauscheranlagen (**Abbildung 3**). In diesem Fall fällt kaum Abwasser an. Das überschüssige Wasser wird bei gleichzeitiger Reinigung der Raumluft verdunstet.

Dieser Fall zeigt beispielhaft, dass prozessintegrierte Anlagen (Ionenaustauscher, Verdunster) nicht nur einem Ziel (Gewässer- oder Luftreinhaltung oder Abfallverminderung), sondern mehreren dienen.

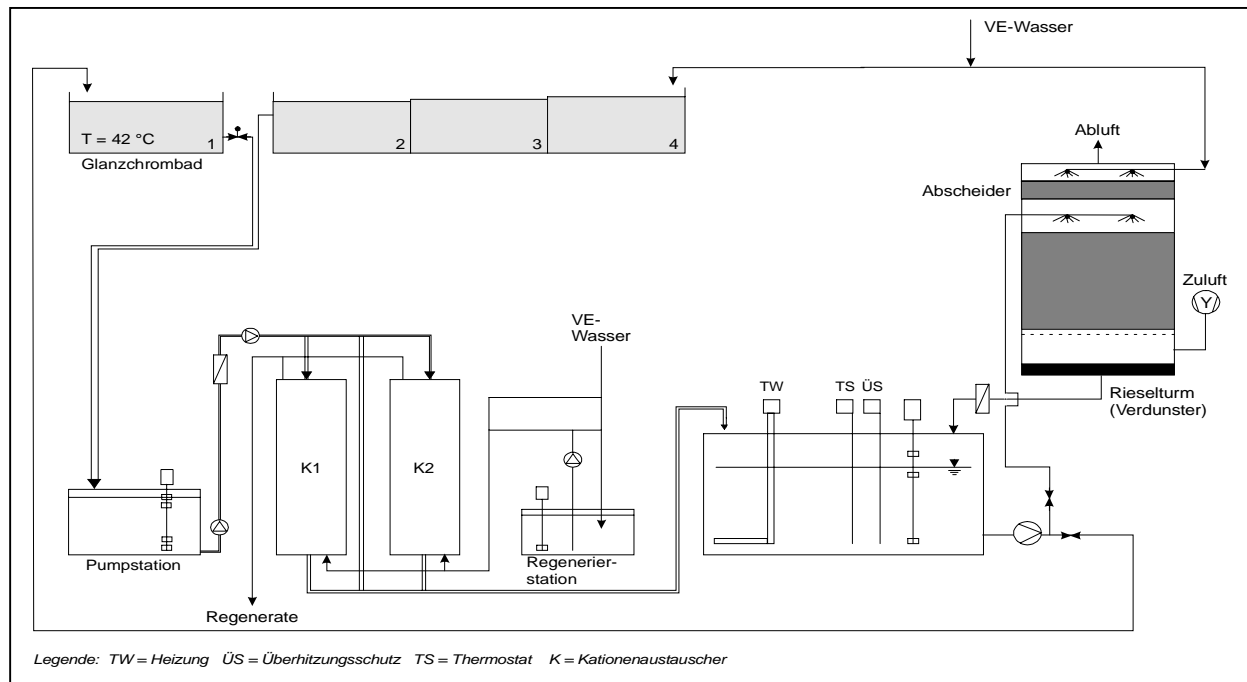


Abbildung 3: Badpflegemaßnahmen bei Glanzchrombädern (Beispiel) (3)

Das **Rückgewinnen und Rückführen von Badinhaltsstoffen aus den Spülbädern in die Prozessbäder** ist im Hinblick darauf, auf recht einfache Weise die in der Abwasserbehandlungsanlage anfallende Schlammmenge beträchtlich reduzieren zu können, mehr als sinnvoll. Das Zurückführen von 1 kg Metall verhindert immerhin eine Verringerung der Schlammmenge von 4 bis 8 kg mit einem Trockensubstanzgehalt von ca. 35 % (5). Als Rückführmaßnahmen kommen in Betracht

- das Rückführen zum Ausgleich der Verdunstungsverluste in warmen Bädern ohne apparativen Aufwand
- das Rückführen durch Vortauchen in einer dem Bad nachgeschalteten Standspüle und
- das Rückführen über einen Konzentrator.

Sinnvoll ist aber nur eine Rückführung von nicht zu dünnem Spülwasser. Eine Spültechnik nach dem Stand der Technik ist daher Voraussetzung. Weiter ist eine geeignete Badpflege erforderlich, um zu verhindern, dass sich durch Rückführen von Verunreinigungen diese im Bad anreichern.

Eine Übersicht über die Spülwasserrückführungen in Galvaniken, die erfahrungsgemäß möglich sind und im Einzelfall sogar wirtschaftlich sein können, zeigt nachfolgende **Tabelle 1** (5).

Tabelle 1: Möglichkeiten der Spülwasserrückführung in Galvaniken

Badtype	Ausgleich der Verdunstungsverluste ohne apparativen Aufwand	Vortauchen	Konzentrator
Heißentfettung, alkalisch, CN - frei	ja	nein	nein
Beizen, sauer	nein	nein	nein
Elektrolytische Entfettung	nein	nein	nein
Chrombäder	ja	ja	ja
Cu - Bäder, sauer	nein	ja	Einzelfallprüfung
Cu – Bäder, alkalisch, CN – haltig	ja	ja	Einzelfallprüfung
Ni – Bäder (elektrolytisch)	ja	ja	Einzelfallprüfung Metallanstieg beachten
Zn – Bäder, sauer	nein	ja	Einzelfallprüfung
Zn – Bäder, alkalisch, CN - frei	nein	ja	Einzelfallprüfung
Zn – Bäder, alkalisch, CN – haltig	nein	ja	Einzelfallprüfung
Passivierung	nein	nein	nein

Neben der technischen Machbarkeit ist im Einzelfall die Wirtschaftlichkeit ein wichtiges Kriterium bei der Entscheidung, ob eine Rückgewinnungsmaßnahme eingeführt werden soll. Die Wirtschaftlichkeit ist dann am wahrscheinlichsten, wenn eine direkte Rückführung ausgeschleppter Elektrolyte ohne großen apparativen Aufwand möglich ist. Dabei nimmt die Wirtschaftlichkeit weiter zu, je höher der Einkaufspreis der zurückführbaren Badchemikalien ist.

Als Ergebnis eines umfangreichen Beratungsprogramms zur Reststoffvermeidung und –wertung in Baden – Württemberg (10) ist weiter festzuhalten, dass von den Anlagen, mit denen Spülwasser aufkonzentriert und anschließend in das Prozessbad zurückgegeben werden kann, Verdampfer und Verdunster eine Wirtschaftlichkeit nachweisen konnten. Die Elektrolyse als Verfahren zum Abreichern von Metallen aus Lösungen erwies sich meist dann als wirtschaftlich, wenn mit der Maßnahme eine Einsparung von Prozesslösungen durch eine erzielte längere Standzeit des Prozessbades verbunden ist. Wird lediglich das im Spülwasser oder Abwasser enthaltene Metall elektrolytisch als Wertstoff zurückgewonnen, ergibt sich eine Wirtschaftlichkeit in Abhängigkeit von dem zu erzielenden Marktpreis für das abgereicherte Metall.

4. Abwasserbehandlung, Abfallvermeidung und Abfallbeseitigung

4.1 Vermeidung Umwelt belastender Prozesschemikalien (Ziel: Gewässerschutz und Abfallvermeidung)

Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)

EDTA bildet mit den meisten Metallen sehr stabile Komplexe. Sie erschweren damit die Eliminierung der Schwermetalle aus dem Abwasser. Die Überschreitung der zulässigen Überwachungswerte von Schwermetallen ist daher häufig darauf zurückzuführen. Eine zusätzliche Sulfid – Fällungsstufe wäre in diesem Fall erforderlich, die jedoch – weil hier neuer Abfall erzeugt wird – unerwünscht ist. Darüber hinaus kann EDTA weder in den Abwasserbehandlungsanlagen der Galvaniken noch in kommunalen Kläranlagen aus dem Abwasser entfernt werden, das heißt, die gesamte verwendete Menge EDTA gelangt letztendlich in die Gewässer, wo sie mit einer langen Verweilzeit (in der Größenordnung von Jahren) verbleibt (11).

Nach Anhang 40 ist daher das Ableiten von EDTA-haltigem Abwasser aus den Prozessstufen untersagt, wo EDTA nicht zwingend benötigt wird – in Entfettungsbädern, Entmetallisierungsbädern und Nickelbädern. Diese Forderung ist ein Quasi-Einsatzverbot für bestimmte Anwendungen. Für einen Betrieb, der auf den Einsatz von EDTA angewiesen ist, ist die Eindampfung EDTA-haltiger Teilströme praktisch der einzige Lösungsweg.

AOX

Im Anhang 40 Teil D ist vor der Vermischung mit anderem Abwasser ein Überwachungswert von 1 mg AOX/l festgesetzt. Mit den physikalisch – chemischen Abwasserbehandlungsanlagen der Galvaniken ist dieser Wert nicht immer einhaltbar. Einhaltbar wäre er nur mit Hilfe einer weiteren Abwasserbehandlungsstufe, zum Beispiel einer Aktivkohleanlage. Diese zusätzliche Behandlung wird von Anhang 40 jedoch nicht gefordert, da zusätzlicher Abfall erzeugt wird sowie Aufwand und Erfolg in keinem vernünftigen Verhältnis zu einander stehen.

Bei der Festsetzung des Überwachungswertes wurde daher bestimmt, dass der Wert als eingehalten gilt, wenn der Betrieb bestimmte Maßnahmen ergreift, um die Ursachen abzustellen (Anhang 40, D 5.1 – 5.4).

4.2 Abwassertrennung

Die leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (LHKW) Trichlorethen, Tetrachlorethen, 1.1.1-Trichlorethan und Dichlormethan sowie die Schwermetalle Quecksilber und Cadmium zählen zu den Stoffen, die aufgrund ihrer Toxizität, Langlebigkeit und Bioakkumulation als besonders gefährlich eingestuft werden. Nach Teil E des Anhangs 40 müssen daher Abwässer mit diesen Stoffen jeweils **am Ort des Anfalls** separat aufgefangen und behandelt werden, bevor sie zur Behandlung auf weitere Schadstoffe in die betriebliche Abwasserendbehandlungsanlage weitergeleitet werden. Im Ablauf dieser separaten Anlagen sind sehr niedrige Überwachungswerte einzuhalten (LHKW 0,1 mg/l in der Stichprobe, Hg 0,05 mg/l und Cd 0,2 mg/l jeweils in der qualifizierten Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe).

Weiter werden - sofern vorhanden - cyanid-, chromat-, nitrit-, öl- und EDTA-haltiges sowie saures und alkalisches Abwasser vor der Behandlung getrennt aufgefangen und nach dieser Vorbehandlung der betrieblichen Abwasserendbehandlungsanlage zugeführt.

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffen (LHKW)

(Ziel: Reduzierung der über den Abwasserpfad in die Umwelt gelangenden Schadstofffracht sowie Boden- und Grundwasserschutz)

Bei der Herstellung der Rohteile, deren Oberfläche anschließend in Galvaniken veredelt wird, werden Fette, Öle und verwandte Stoffe als Kühl- Gleit- und Schmierstoffe eingesetzt. Häufig werden die Rohteile auch zum Zwecke des temporären Korrosionsschutzes befettet.

In Galvaniken müssen diese Stoffe unmittelbar vor ihrer Beschichtung mit Metallen wie Kupfer, Nickel, Chrom, Zink, Zinn, Silber, Gold usw. entfernt werden. Dies ist auf zwei Arten möglich: in organischen oder in wässrigen Lösungen.

Nach der Feststellung massiver Boden- und Grundwasserverunreinigungen Anfang der achtziger Jahre durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) wurden diese Stoffe weitgehend durch wässrige Entfettungslösungen ersetzt. Ist ihr Einsatz aus fertigungstechnischen Gründen unverzichtbar, ist es heute Stand der Technik, die Entfettung in gekapselten Anlagen durchzuführen. Nach Anhang 40 wird verlangt, dass das LHKW-haltige Abwasser aus diesen Anlagen unmittelbar am „Ort des Anfalls“ behandelt wird. Diese Forderung wurde gestellt, um die Abwasserbehandlung nicht zu erschweren und um Verunreinigung des Bodens und des Grundwassers über i.d.R. undichte Grundstücksentwässerungsleitungen zu unterbinden.

Cadmium und Quecksilber

(Ziel: Gewässerschutz sowie Vermeidung und Verwertung von Abfällen)

Quecksilber ist in Galvaniken fast nahezu vollständig verdrängt worden. Sofern Quecksilber im Abwasser dennoch vorkommt, muss es über mehrere hintereinander geschaltete Kationen- und Anionenaustauscher geleitet werden, um den niedrigen Überwachungswert von 0,05 mg/l einhalten zu können (3).

Die Forderung cadmiumhaltiges Abwasser nicht mit anderem Abwasser zu vermischen und separat zu behandeln führte dazu, dass Cadmium nur noch in Ausnahmefällen in wenigen Galvaniken gezielt eingesetzt wird. Diese Entwicklung war sowohl aus wasserwirtschaftlicher als auch aus der Sicht der Abfallwirtschaft positiv.

4.3 Abwasserbehandlung vor der Vermischung mit anderem Abwasser

Bei Ausschöpfung aller Möglichkeiten abwasserreduzierender Maßnahmen, wie Minimierung der Ausschleppungen, Optimierung der Spültechnik, Einsatz von Verdunstern und Verdampfern u.a.m. wird es in der Regel von wenigen Ausnahmen abgesehen eine nicht vermeidbare Restabwassermenge in Form von Konzentraten (verworfenen Prozessbädern),

Halbkonzentraten (Vorspülen, Eluate aus Ionenaustauschern) und Spülwasser geben. Diese Gesamtmenge kann im Einzelfall derart gering sein, dass es aus Kostengründen sinnvoll ist, das verbleibende Restabwasser in eine externe physikalisch-chemische Behandlungsanlage abfahren zu lassen. Damit ist der Betrieb einer Galvanik ohne eigene Abwasserbehandlungsanlage möglich und quasi abwasserfrei. Die Regel ist dies jedoch nicht, die meisten Galvaniken betreiben eine eigene Abwasserbehandlungsanlage.

Stand der Technik ist es, die geringen Abwassermengen in Chargenanlagen zu behandeln, sie sind betriebssicherer als Durchlaufanlagen. Durchlaufanlagen sind heute nur noch zulässig, wenn der Abwasseranfall trotz Kreislaufführung des Spülwassers oder fortschrittlicher Spültechniken und Recyclingverfahren größer als 50 m³ je Schicht ist (3, Abschnitt 2.2.2).

Bei der Abwasserbehandlung werden die toxischen Anionen Cyanid, Chromat und Nitrit zerstört und die Schwermetalle bis auf geringe Restmengen aus dem Abwasser entfernt. Sofern die geforderten Überwachungswerte der Metalle mit der Hydroxidfällung nicht eingehalten werden können, bedarf es zusätzlicher Maßnahmen, wie der **Abbildung 4** zu entnehmen ist. Sie werden in Einzelfällen notwendig, wenn die hohen Neutralsalzkonzentrationen im Abwasser, die sich aufgrund der modernen Spültechnik ergeben können, eine erhöhte Restlöslichkeit der Metalle verursachen. Werden aufgrund dieses Sachverhalts die Anforderungen an die Restmetallkonzentrationen nicht erreicht, kann das Abwasser über einen Schlussfilter zur Feststoffabtrennung und ggf. über einen Selektivionenaustauscher geführt werden, um die gelösten Schwermetalle, die unzureichend gefällt wurden, abzutrennen. Falls die vorgeschriebenen Überwachungswerte mit der Hydroxidfällung nicht sicher eingehalten werden, ist eine Nachfällung mit Sulfid Stand der Technik.

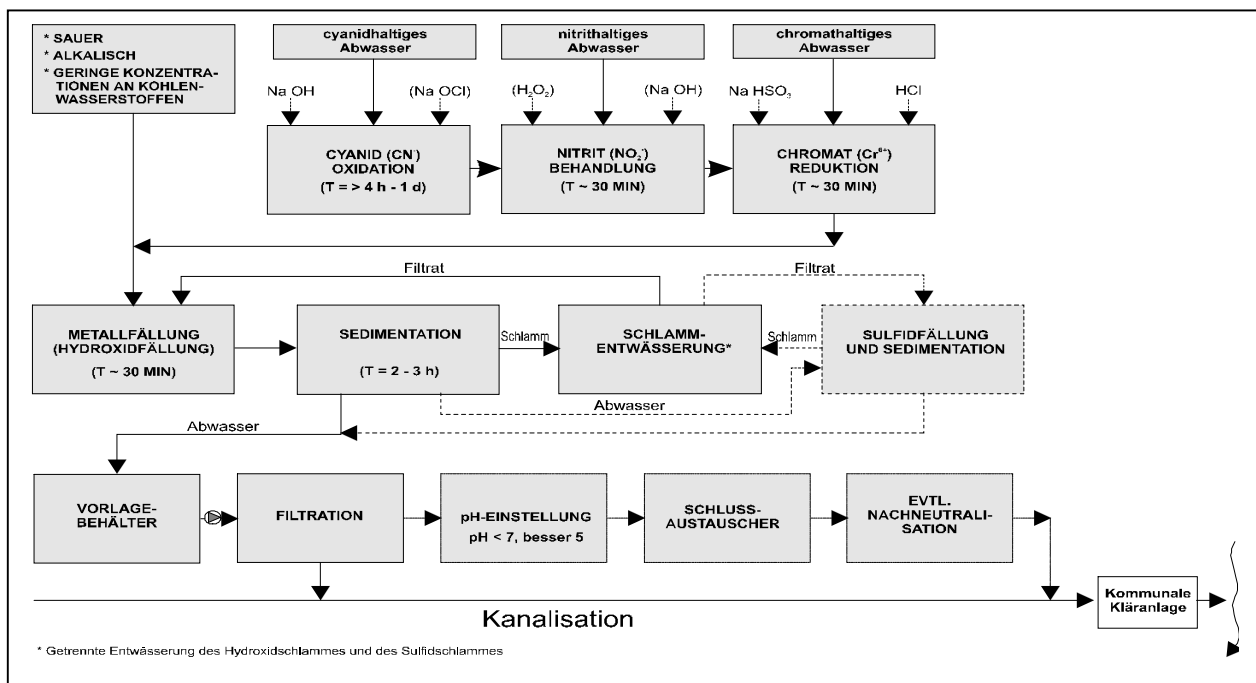


Abbildung 4: Varianten der Abwasserbehandlung "vor der Vermischung mit anderem Abwasser" (3,4)

Welche spezifische Schwermetallfrachten nach Abwasserbehandlung in Anlagen der Galvaniken noch zu erwarten sind, ist der **Tabelle 2** zu entnehmen. Die hier genannten Frachten werden dann noch zum größten Teil in den kommunalen Kläranlagen aufgefangen.

Tabelle 2: Spezifische Schwermetallfrachten im Abwasser von Galvaniken (4)

Betrieb	Durchsatz, beschichtete Fläche m ² /a	Zn-Fracht kg/a	Cr-Fracht kg/a	Spezifische Zn-Fracht kg/10.000 m ²	Spezifische Cr-Fracht kg/10.000 m ²
1	63.000	3,036	0,910	4,600	1,370
2	468.000	0,825	0,187	0,176	0,040
3	158.000	3,900	1,120	2,470	0,709

4.4 Beseitigung des Galvanikschlammes

Der charakteristische Abfall bei Galvaniken ist der Schlamm aus der Abwasserbehandlungsanlage. Der bei der Abwasserbehandlung anfallende Dünnschlamm hat einen Wassergehalt von meist über 95 % und wird daher mittels Entwässerungsanlagen bis zu 40 % Feststoffgehalt entwässert und in dieser Form als Galvanikschlamm verwertet oder entsorgt.

Die Menge und die Zusammensetzung des Galvanikschlammes hängen im Wesentlichen ab von

- dem Eintrag der Verunreinigungen
- dem Abtrag von Metalloxiden von der Wareoberfläche
- der Austragung von Prozesslösungen mit der Ware (Ausschleppverluste)
- Umwandlung von Metallschichten, z. B. beim Chromatieren
- der Standzeit der Prozessbäder.

Die Menge der in Deutschland in Galvaniken anfallenden Galvanikschlämme wird auf 70.000 bis 80.000 t/a geschätzt. Diese Menge setzt sich zusammen aus 20 % der in Galvaniken eingesetzten Metallmenge (ca. 4.000 t/a), der bei metallabtragenden Prozessen, insbesondere Beizen, anfallenden Menge und den Fällmitteln (4).

Der größte Teil der Galvanikschlämme ist Mischschlamm. Aufgrund der oben beschriebenen prozessintegrierten Maßnahmen sind die NE-Metallgehalte im Abwasser und damit auch im Galvanikschlamm relativ gering. Er hat Wertmetallgehalte in der Größenordnung von 10 %, wie der **Tabelle 3** zu entnehmen ist (4).

Tabelle 3: Beispielhafte Zusammensetzung von Monoschlämmen (Cu, Ni) und Mischschlämmen aus Galvaniken

	Cu-Schlamm	Ni-Schlamm	Misch-Schlamm
Cu %	5-10	0-2	0-2
Ni %	1-5	10-15	0-2
Zn %	1-5	1	2-3
Pb %	0-1	0-1	0-1
Cr %	0-2	0-2	0-2
Fe %	5-15	0-5	5-15
Ca %	2-10	0-5	5-15
Cl %	0-3	0-3	0-3
SO ₄ %	0-20	0-5	5-20
H ₂ O %	50-70	50-70	50-70

Ca. 30 % der Galvanikschlämme werden als Sekundärstoff in der NE-Metallindustrie verwertet, der Rest wird auf Sondermülldeponien abgelagert. Die Verwertung umfasst die Gewinnung der Wertstoffe Kupfer, Nickel, Chrom und Zink (4).

5. Aktuelle Probleme

5.1 AOX – Einhaltung des Überwachungswertes von 1 mg AOX/l

Bei der Festsetzung des Überwachungswertes von 1 mg AOX/l wurde bestimmt, dass der Wert als eingehalten gilt, wenn der Betrieb bestimmte Maßnahmen ergreift, um die Ursachen abzustellen (Anhang 40, D 5.1 – 5.4). Nicht immer ist dies möglich. Zum Beispiel kann die Überschreitung des Wertes durch Befettungsmittel u.a. ausgelöst werden, die beim Kunden eingesetzt werden und der Ware anhaften. Die Zahl der Kunden kann jedoch sehr groß sein, außerdem können sie im Ausland ansässig sein. Der Aufwand, den Verursacher der Überschreitungen zu ermitteln, ist damit sehr groß und nicht immer erfolgreich. Aus Sicht der Industrie müsste daher die Regelung D – 5.1 der Realität angepasst werden.

In Anbetracht der Tatsache, dass die Abwassermengen der Galvaniken relativ gering sind, wäre zu überlegen, ob die Regelung D – 5.1 nicht mit einem Frachtwert gekoppelt werden kann, der erst beim Überschreiten entsprechende Aktivitäten des Betriebes auslöst.

5.2 Externe Verwertung von Abfällen

Galvanikschlamm

Wie unter 3.2.2 ausgeführt wurde, kann die Abfallmenge (Schlamm aus Abwasserbehandlungsanlagen) mit den nachfolgend genannten Maßnahmen

- die Reduzierung der Ausschleppung von Badinhaltsstoffen
- die Badpflege und
- das Rückgewinnen und Rückführen von ausgeschleppten Badinhaltsstoffen.

stark reduziert werden. Da jedoch der Kostendruck bei der Abfallbeseitigung in den letzten Jahren erheblich nachgelassen hat und darüber hinaus die o. g. genannten Anforderungen die Produktqualität negativ beeinflussen und den Produktionsablauf verzögern können, haben sich diese Anforderungen nicht in dem ursprünglich einmal vorgesehenen Umfang durchgesetzt. Es wird daher heute zugelassen, Vor- und Nachteile von Maßnahmen zur internen Rückgewinnung von Schwermetallen gegen Vor- und Nachteile einer externen Verwertung eines metallhaltigen Schlammes abzuwägen. In den Hinweisen und Erläuterungen zu Anhang 40 wird auf diese Praxis eingegangen und als zulässig erklärt (3, Absatz 4.1.5). Die Hinweise und Erläuterungen sind rechtlich gesehen jedoch nicht verbindlich. Es wird daher empfohlen, in einem neuen Abschnitt "Reststoffbehandlung und Reststoffverwertung" – analog Anhang 50 – die Randbedingungen der zuvor geschilderten Praxis zu regeln.

Saure und alkalische Beizlösungen

Es ist Stand der Technik, verbrauchte Beizlösungen über den Abwasserpfad zu entsorgen. In manchen Fällen bietet sich jedoch als Alternative auch deren Verwertung an. Die Bereitschaft, diese Lösungen bei entsprechender Qualität zu verwerten – z. B. in kommunalen Kläranlagen, ist in Einzelfällen allerdings nicht besonders groß. Spielen hier Misstrauen, Unsicherheit, fehlende Rechtssicherheit eine Rolle? Für die Praxis wäre es hilfreich, wenn in einem Abschnitt "Reststoffbehandlung und Reststoffverwertung" die Bedingungen für diese Abfallverwertung genannt werden würden.

5.3 Zielkonflikt Wasserrecht - Kommunalrecht

Während die wasserrechtlichen Anforderungen des Anhangs 40 für indirekteinleitende Betriebe lösbar sind, ist es in manchen Fällen wesentlicher schwieriger, einige Anforderungen der Entwässerungssatzungen, die sich auf das ATV – DVWK - Merkblatt M 115 stützen, zu erfüllen. Zu nennen sind hier vor allem die Richtwerte für Sulfat, Nitrit und Ammonium/Ammoniak. Mit den bei Galvaniken üblichen, dem Stand der Technik entsprechenden Abwasserbehandlungsanlagen können die im ATV – DVWK - Merkblatt M 115 genannten Richtwerte nicht immer eingehalten werden.

Sulfat

Das Problem, das die metallverarbeitende Industrie bei Einleitung in öffentliche Abwasseranlagen mit dem Sulfat – Richtwert von 600 – 3.000 mg/l hat, ist nicht neu. Diese Anforderung ist fast ohne Ausnahme Bestandteil jeder Entwässerungssatzung, da zu hohe Sulfatkonzentrationen zu Zerstörungen der öffentlichen Kanäle führen können, wenn diese aus nicht sulfatbeständigem Beton sind und das eingeleitete industrielle Abwasser im öffentlichen Kanal nicht ausreichend verdünnt wird. Leider – das ist die Folge wassersparenden Maßnahmen – kann der empfohlene Richtwert von den Galvaniken nicht immer eingehalten werden. Trotz Fällung mit Kalk sind im behandelten Abwasser Sulfatwerte in der Größenordnung von 5.000 bis 6.000 mg/l zu erwarten, bei Anodisierbetrieben sogar 8.000 mg/l. Da es sich bei Galvaniken in der Regel jedoch vergleichsweise meistens nur noch um relativ geringe Abwassermengen handelt, wird das Problem in vielen Einzelfällen auch wieder entschärft, wenn das hochkonzentrierte sulfathaltige Abwasser auf dem Wege von der betrieblichen Abwasserendbehandlungsanlage über die Grundstücksentwässerung zum öffentlichen Kanal

durch andere Abwässer des Betriebes verdünnt wird. Wie die verbleibende Sulfatkonzentration an der Übergabestelle zur öffentlichen Kanalisation, wo der in der Entwässerungssatzung genannte Sulfat – Wert nicht überschritten werden sollte, zu bewerten ist, hängt dann in jedem Einzelfall von den örtlichen Verhältnissen, wie Baustoff der öffentlichen Kanäle und Kanalschächte sowie den Verdünnungsverhältnissen im öffentlichen Kanal, ab.

Im Entwurf des ATV - DVWK – Merkblattes M 115 wird unter “Bemerkungen“ zum Richtwert daher darauf hingewiesen, dass “unter Berücksichtigung der Vermischung im Kanalnetz“ in Einzelfällen höhere Werte zugelassen werden können. In diesem Fall ist es zulässig das Verdünnungsprinzip anzuwenden, es ist jedoch nicht die einzige Möglichkeit, der Industrie entgegen zu kommen, ohne die Zerstörung des Kanalnetzes befürchten zu müssen. Diese Möglichkeiten müssten im M 115 genannt werden, um die Entscheidungen in der Praxis zu beschleunigen und zu erleichtern. Sollte sich die ATV nicht dazu durchringen können, wäre zu prüfen, ob für den Vollzug entsprechende Vorgaben im Anhang 40 aufgenommen werden sollten. Es gilt zu verhindern, dass die nach Wasserrecht geforderten wassersparenden Maßnahmen im Einzelfall in Frage gestellt werden.

Ammonium

Ammoniumverbindungen werden nach konsequenter Mehrfachnutzung des Spülwassers im Abwasser stark aufkonzentriert. In den bei der Galvaniken üblichen, dem Stand der Technik entsprechenden Abwasserbehandlungsanlagen werden diese Verbindungen aus dem Abwasser nicht entfernt. Bei indirekt einleitenden Betrieben sollte daher beim Überschreiten des empfohlenen $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NH}_3\text{-N}$ – Richtwertes von 100 mg/l (<5.000 EW) bzw. 200 mg/l (>5.000 EW) in jedem Einzelfall von behördlicher Seite geprüft werden, ob ein Wert für Ammoniumverbindungen überhaupt festgesetzt werden muss. Dafür spricht, dass die Abwassermengen der Galvaniken im Verhältnis zur Gesamtabwassermenge einer Gemeinde i. d. R. sehr gering sind und die kommunalen Kläranlagen in den letzten Jahren zu nitrifizierenden, häufig auch zu denitrifizierenden Anlagen umgebaut wurden.

Nitrit

Dass Galvaniken auch mit dem Nitrit – Richtwert von 10 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ ein Problem haben können, ist weniger bekannt. Dieses Problem entsteht vor allem dann, wenn die einer Chargenanlage nachgeschalteten Filter und Selektivionenaustauscher diskontinuierlich beschickt und damit in zu großen Zeitabständen durchflossen werden oder wenn das behandelte Abwasser zu lange im Endkontrollschacht steht. Enthält nämlich das in diesen Anlagen vorhandene Abwasser Nitrat, so wird es in diesen Anlagen durch biochemische Prozesse zu Nitrit reduziert. Ein zu hoher Nitrit – Wert im Ablauf kann also unter Umständen eine nicht einwandfreie Nitritentgiftung vortäuschen.

6. Weiterentwicklung des Anhangs 40

Mit dem Anhang 40 wurden 1989 erstmals in einer wasserrechtlichen Vorschrift nicht nur die zulässigen Konzentrationswerte am Ablauf von end of pipe - Anlagen festgelegt, sondern auch prozessintegrierte Umweltschutzmaßnahmen gefordert - insbesondere mit dem Ziel, die Emissionen über den Abwasserpfad zu minimieren und die zu beseitigenden Abfallmengen zu reduzieren. Auf den ersten Blick nicht ersichtlich werden aber auch Maßnahmen zum Stand

der Technik erklärt, die Problemverlagerungen in die Luft und in den Boden verhindern sollen (Beispiel LHKW).

Der Anhang 40 ist damit eine medienübergreifende Vorschrift, die insbesondere wasserrechtliche und abfallrechtliche Belange und in Ansätzen auch Belange des Bodenrechts und des Immissionsschutzrechtes regelt. Im Vergleich zur IVU-Richtlinie (13) unterliegen dem Anhang 40 aber nicht nur Betriebe mit einem Wirkbadvolumen von mehr als 30 m³, sondern alle - unabhängig vom vorhanden Wirkbadvolumen.

Nach einer Umfrage im Jahre 1999 waren zu diesem Zeitpunkt die Anforderungen des Anhangs 40 weitgehend umgesetzt (z.B. Baden - Württemberg 80 % i. J. 1998), das heißt, die Ziele der IVU - Richtlinie, die in den wesentlichen Punkten mit denen des Anhangs 40 identisch sind, hat die Branche - von Ausnahmen abgesehen - schon erfüllt.

Nicht ausreichend bzw. überhaupt nicht geregelt werden mit dem Anhang 40 Anforderungen an

- den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen
- den Luftpfad (nur in wenigen Einzelfällen relevant)
- die Betriebssicherheit und
- den Fall einer Betriebschließung.

Es wäre zu prüfen, ob der Anhang 40 um diese Anforderungen ergänzt werden sollte. Es würde damit sichergestellt, dass die Anforderungen der IVU – Richtlinie in einem “Papier“ weitgehend zusammengefasst sind.

Darüber hinaus wird empfohlen, die Beschichtung von Kunststoffen in den Geltungsbereich des Anhangs 40 einzubeziehen.

7. Literatur

- (1) Bekanntmachung der Neufassung der Abwasserverordnung vom 17. Juni 2004. BGBl. I 1108.
- (2) ATV-DVWK- Merkblatt M 115 Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers, Teil 2: Anforderungen. Entwurf August 2003.
- (3) Hinweise und Erläuterungen zu Anhang 40 der Abwasserverordnung. Herausgegeben vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Bundesanzeiger 1999.
- (4) AG-BREF Oberflächentechnik: Entwurf des deutschen Beitrags zu den besten verfügbaren Techniken bei der „Behandlung metallischer und nichtmetallischer Oberflächen mit chemischen und elektrochemischen Verfahren“ vom Dezember 2003.
- (5) Galvaniken - Musterverwaltungsvorschrift des LAI zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG bei Anlagen nach Nr. 3.10 - neu -Spalte 1 des Anhangs zur 4. BImSchV . Erich Schmidt Verlag 2000.
- (6) Hartinger, L.: Handbuch der Abwasser- und Recyclingtechnik für die metallverarbeitende Industrie. Carl Hanser Verlag München, Wien 1991.
- (7) Schmidt, H.-J-, Burk, R. und Schwarting, N.: Auslegung, Realisierung und Betriebsergebnisse einer abwasser- und schlammarmen Galvanik. Schriftenreihe „Praxis Forum“ März 1992.

- (8) Dirschka, J.: Kosteneinsparung durch Abfallminimierung – Fallbeispiele aus der Galvanik. Schriftenreihe „Praxis Forum“ Dezember 1994.
- (9) Beyer, K., Böhm, E., Toussaint, D. und Unruh, J.: Vermeiden von Abfällen durch abfallarme Produktionsverfahren (Galvanikindustrie). Untersuchung im Auftrag der Abfallberatungsagentur Baden-Württemberg (ABAG) März 1995.
- (10) Gräf, R. und H.-M. Pflumm: Untersuchung von Galvanisieranlagen – Branchengutachten. Beratungsprogramm zur Reststoffvermeidung und –verwertung in Baden-Württemberg. Herausgegeben von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1997.
- (11) Heidemeier, J.: AOX und EDTA – stoffbezogene Anforderungen im Anhang 40. Abwasser und Abfall der Metallindustrie. Abwasser und Abfall der Metallindustrie. Expert Verlag 1995.
- (12) Zimpel, J.: Verfahren zur Behandlung von Abwässern aus der Metalloberflächenveredelung. ATV-Fortbildungskurs I/5 März 1999 in Fulda.
- (13) Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung vom 24. September 1996. ABL. EG Nr. L 257, S. 26.
- (14) Gräf, R.: Umwelttechnik in der Oberflächenveredelung. Carl Hanser Verlag München, Wien 1998.

Medienübergreifende Aspekte am Beispiel der Chemischen Industrie

Dr. Karl-Erich Köppke

Ingenieurbüro Dr. Köppke GmbH

1. Einleitung

Die wasserrechtlichen Rahmenbedingungen für die chemische Industrie sind im Wesentlichen im Anhang 22 der Abwasserverordnung festgelegt. Anhang 22 stand mehr als ein Jahrzehnt in der Diskussion zwischen Gesetzgeber und Behörden einerseits sowie dem Verband der Chemischen Industrie und den Industrievertretern andererseits. Zuletzt wurde Anhang 22 im Oktober 2002 novelliert. Während in den vergangenen Jahren die Anforderungen bezüglich der Parameter CSB und AOX im Vordergrund der Diskussionen standen, wird heute über die Überprüfbarkeit der Allgemeinen Anforderungen im Teil B des Anhangs 22 nachgedacht. Mit der letzten Novellierung des Anhangs 22 wurde in den Allgemeinen Anforderungen folgender Prüfauftrag formuliert:

Die Schadstofffracht ist so gering zu halten, wie dies nach Prüfung der Verhältnisse im Einzelfall durch folgende Maßnahmen möglich ist:

- *Einsatz wassersparender Maßnahmen.*
- *Mehrfachnutzung und Kreislaufführung, z.B. bei Wasch- und Reinigungsvorgängen.*
- *Indirektkühlung, z. B. anstelle des Einsatzes von Einspritzkondensatoren oder Einspritzkühlern zur Kühlung von Dampfphasen.*
- *Einsatz abwasserfreier Verfahren zur Vakuumerzeugung und bei der Abluftreinigung.*
- *Rückhaltung oder Rückgewinnung von Stoffen durch Aufbereitung von Mutterlaugen und durch optimierte Verfahren.*
- *Einsatz schadstoffarmer Roh- und Hilfsstoffe.*

Der Nachweis für die Einhaltung der Allgemeinen Anforderungen ist in einem Abwasserkataster zu erbringen.

Der Prüfauftrag greift unmittelbar in die Prozessführung, in die apparative Auswahl der Arbeitsgarnituren sowie in die Verfahrensauswahl ein. Der Aufbau des Abwasserkatasters wird in Abschnitt 4.1.1.1 des Hintergrundpapiers zu Anhang 22 erläutert. Obwohl dort bestimmte Angaben und Informationen abgefragt werden, fehlen Beispiele zur praktischen Umsetzung des Anhangs 22 Teil B.

Dies hat in der Praxis zur Folge, dass die jeweils vorgelegten Abwasserkataster sehr unterschiedliche Qualitäten aufweisen. Während von einigen Unternehmen den Behörden nur ein sogenanntes Betriebsabwasserkataster vorgelegt wird, in dem Abwassermenge und Schad-

stoffkonzentrationen als Summe aller Teilströme angegeben werden, unterscheiden andere Unternehmen z. B. nach Mutterlaugen, Waschwässern, Reinigungswässern. Angaben, illustriert durch ein Blockschaltbild, fehlen in zahlreichen Fällen. Ein Vollzugsdefizit bzgl. der Erarbeitung von detaillierten Abwasserkatastern ist vor allem bei den Indirekteinleitern erkennbar.

2. Abwasserkataster und Wasserbilanz

Der Gesetzgeber geht davon aus, dass bei Vorlage detaillierter Angaben im Rahmen der Abwasserkatastererstellung der Prüfauftrag anhand der oben genannten Kriterien (Spiegelstriche) durchgeführt werden kann. Wie unsere Erfahrungen jedoch gezeigt haben, muss die Prüfung der Allgemeinen Anforderungen des Anhangs 22 auf der Basis eines Abwasserkatasters unvollständig bleiben, weil z. B. für die Überprüfung einer Mehrfachnutzung von Wasser auch die für die jeweilige Prozessstufe erforderliche Wassereintrittsmenge und -qualität bekannt sein muss. Deshalb wird vorgeschlagen, eine betriebliche Wasserbilanz zu erarbeiten, die für jede relevante Prozessstufe die In- und Output-Qualitäten erfasst. Darin sind alle in die Produktion eingehenden Wassermengen mit ihren jeweiligen Qualitäten sowie die ausgehenden Abwassermengen mit ihren jeweiligen Schadstoffkonzentrationen verzeichnet. Eine vereinfachte Darstellung einer Wasserbilanz zeigt exemplarisch **Abbildung 1**, wobei die zulässigen Eingangsqualitäten sowie die Abwasserbelastungen nur qualitativ angegeben sind.

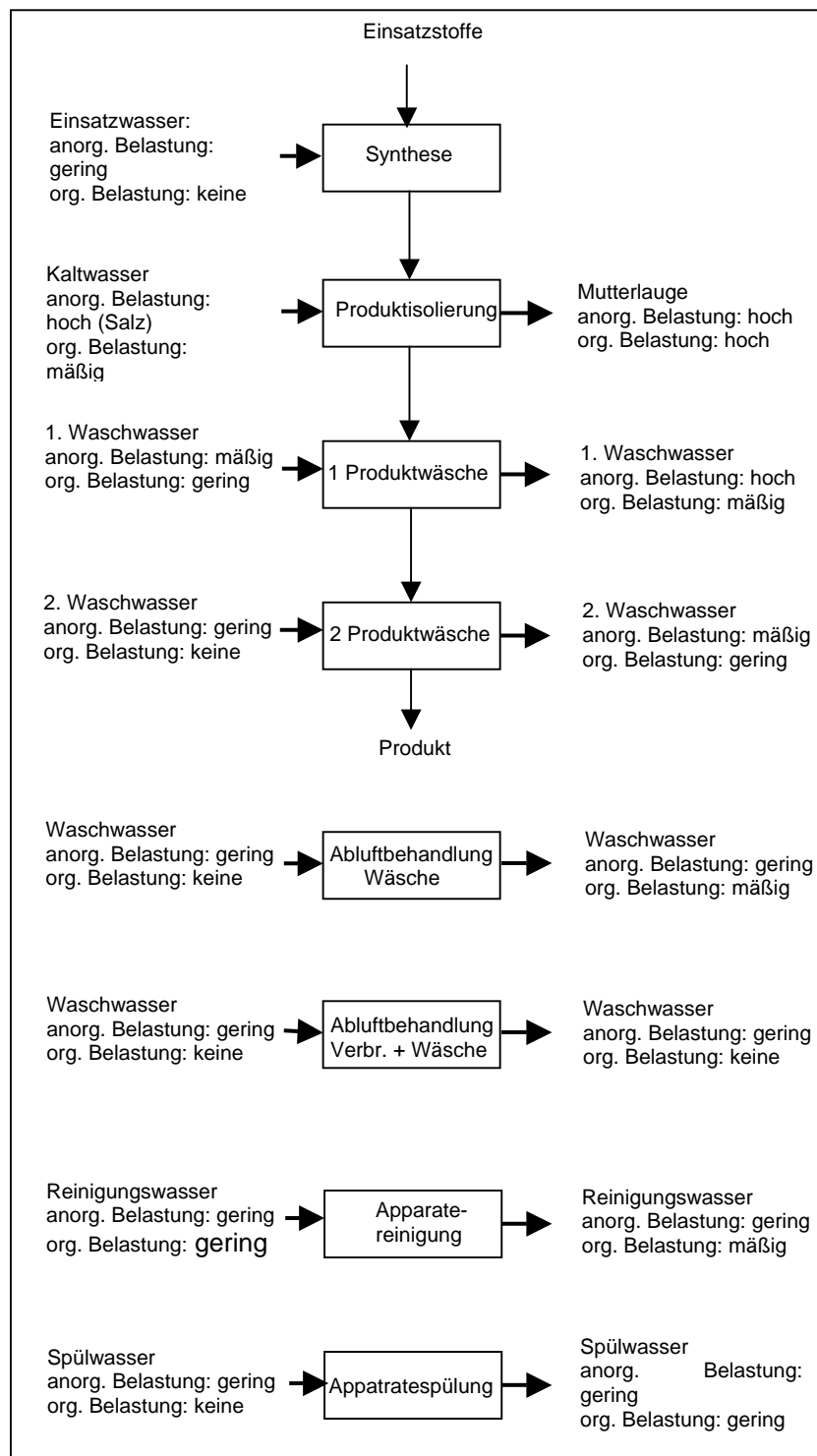


Abbildung 1: Vereinfachtes Beispiel einer Wasserbilanz

Mit dieser einfachen Wasserbilanz lassen sich anschließend durch den Vergleich der jeweiligen Wasserqualitäten Konzepte für eine Mehrfachnutzung von Wasser entwickeln. Danach können Mehrfachnutzungen und Kreislaufführungen u.a. unter Beachtung der folgenden Randbedingungen entwickelt und realisiert werden:

- Wasserqualität
- Wassermenge
- zeitlicher Bedarf bzw. Anfall
- Temperatur
- vorhandene bzw. erforderliche Speicherkapazität
- räumliche Randbedingungen

In dem dargestellten Beispiel wäre eine Mehrfachnutzung der anfallenden Waschwässer sowie des Spülwassers bei Produktwechseln möglich. Darüber hinaus ist erkennbar, dass auch das Waschwasser der Abluftbehandlung ohne Aufbereitung zum Teil wiederverwendet werden kann, sofern eine Verbrennung oder ein Katalysatorsystem vorgeschaltet ist. Die Wassermenge, die tatsächlich mehrfach verwendet werden kann, ergibt sich aus dem Vergleich der einzelnen Teilstrommengen.

Die Wasserbilanz kann um Teilströme mit ihren jeweiligen Qualitäten ergänzt werden, die sich aus Vorbehandlungsmaßnahmen ergeben. Beispielsweise könnte das Waschwasser aus der Abluftwäsche (hier ohne vorgeschaltete Verbrennung) durch eine Membrananlage so weit aufbereitet werden, dass eine Wiederverwendung als Einsatzwasser zur Synthese sowie als Waschwasser zur Produktwäsche möglich wird.

Aus der Vielzahl der Möglichkeiten zeigt **Abbildung 2** eine denkbare Variante zur Mehrfachnutzung von Prozesswasser. Durch den Einsatz von Speicherbehältern kann der zeitlich unterschiedliche Wasseranfall bzw. -bedarf kompensiert werden. **Abbildung 2** verdeutlicht, wie sich aus einem zunächst einfachen Wasserbilanz ein komplexes System wassersparender Maßnahmen entwickelt.

Das vorgestellte allgemeine Beispiel zeigt, dass die Entwicklung und Überprüfung von Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Schadstofffrachten auf der Basis einer Wasserbilanz für Betriebe und Behörden fassbarer und somit wesentlich erleichtert wird. Die Erarbeitung von Wasserbilanzen in dem hier vorgestellten Sinne wird auch im Reference Document on Best Available Technique in Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector vom Februar 2002 vorgeschlagen.

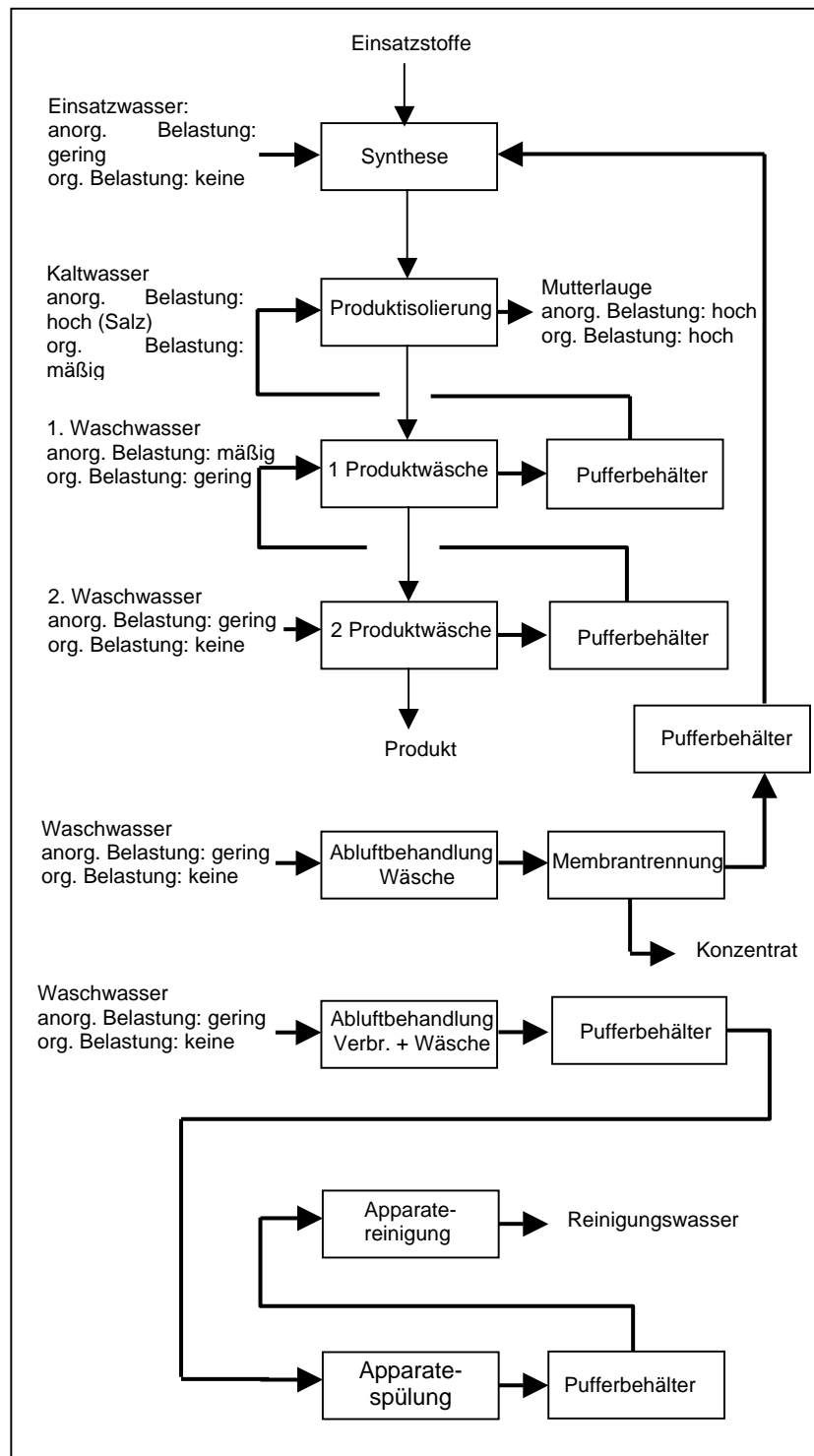


Abbildung 2: Vereinfachtes Beispiel einer Mehrfachnutzung

3. Darstellung medienübergreifender Stoffströme

Die IVU-Richtlinie fordert eine medienübergreifende Betrachtung aller Umweltbereiche. Daher ist es erforderlich auch die Prozesse der chemischen Industrie so zu beschreiben und darzustellen, dass die Interdependenzen der einzelnen Stoffströme der verschiedenen Produk-

tionsprozesse erkennbar werden. In **Abbildung 3** wird am Beispiel der Sulfochlorierung mit Chlorsulfonsäure eine solche Darstellung der Emissionsströme veranschaulicht [1].

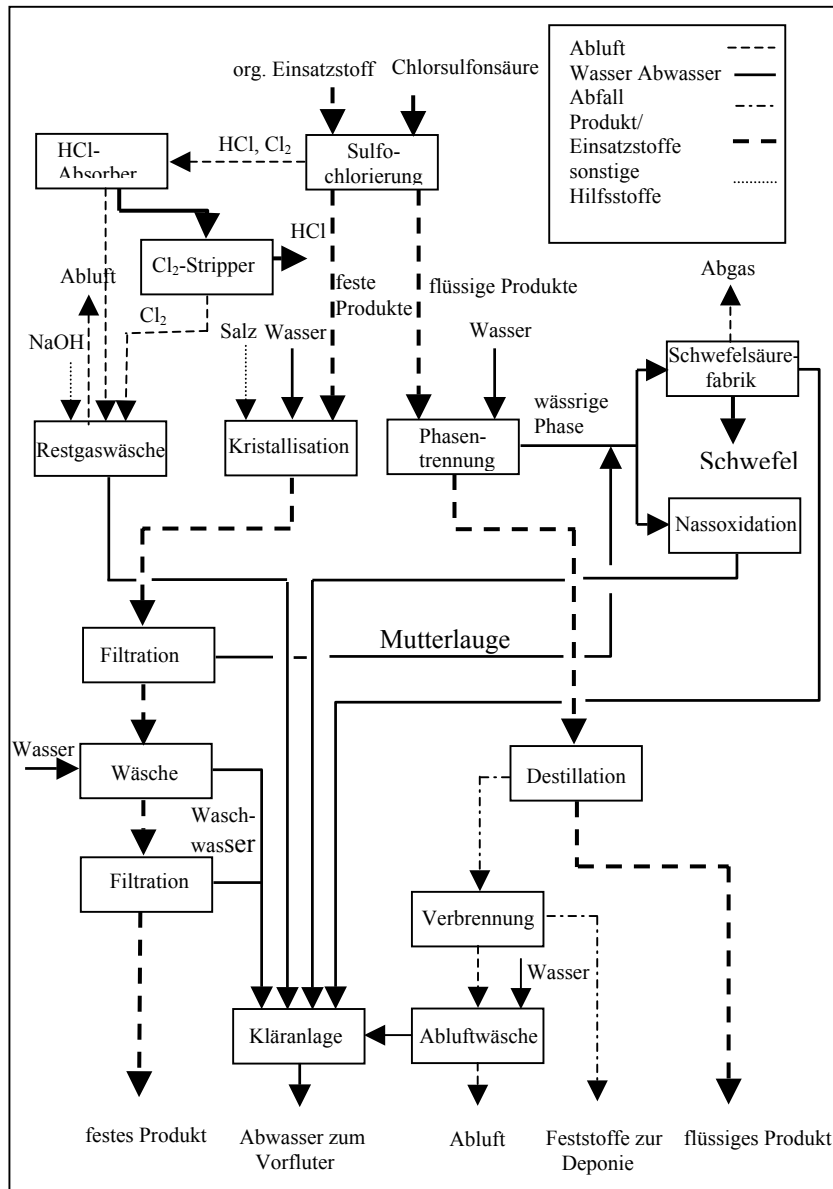


Abbildung 3: Darstellung der Emissionsströme mit den jeweiligen Verfahren zur Schadstoffverminderung

Alle Prozessstufen werden mit ihren Emissionsströmen (Abwasser, Abfall, Abluft) dargestellt. Darüber hinaus sind auch die Maßnahmen zur Schadstoffverminderung gekennzeichnet. Diese können innerbetrieblicher Art sein oder auch außerhalb der Betriebe durchgeführt werden. Dies gilt z.B. für Verbrennungsanlagen oder auch für Kläranlagen. Mit Hilfe dieser Darstellungen lassen sich auch komplexe Prozesse vergleichsweise einfach und nachvollziehbar darstellen.

4. Ansätze zur weitergehenden Schadstoffeliminierung

Auf der Grundlage der medienübergreifenden Darstellung der Emissionsströme, wie sie in Abbildung 3 vorgestellt wurde, lassen sich neue Ansätze zur weitergehenden Schadstoffeliminierung entwickeln. In zahlreichen Fällen verfügen die Produktionsbetriebe über Dampferzeugungssysteme und Verbrennungsanlagen zur Abluftbehandlung. In beiden Systemen finden Verbrennungsprozesse statt, die für eine medienübergreifende Schadstoffeliminierung möglicherweise genutzt werden können. Hierzu sind Mehrstoffbrennsysteme erforderlich, die durchaus auf dem Markt angeboten werden. Abbildung 4 zeigt ein konkretes Beispiel, wie ein Dampferzeuger nicht nur für die Bereitstellung von Wärmeenergie, sondern auch für die Verbrennung von Abwasser genutzt wird.

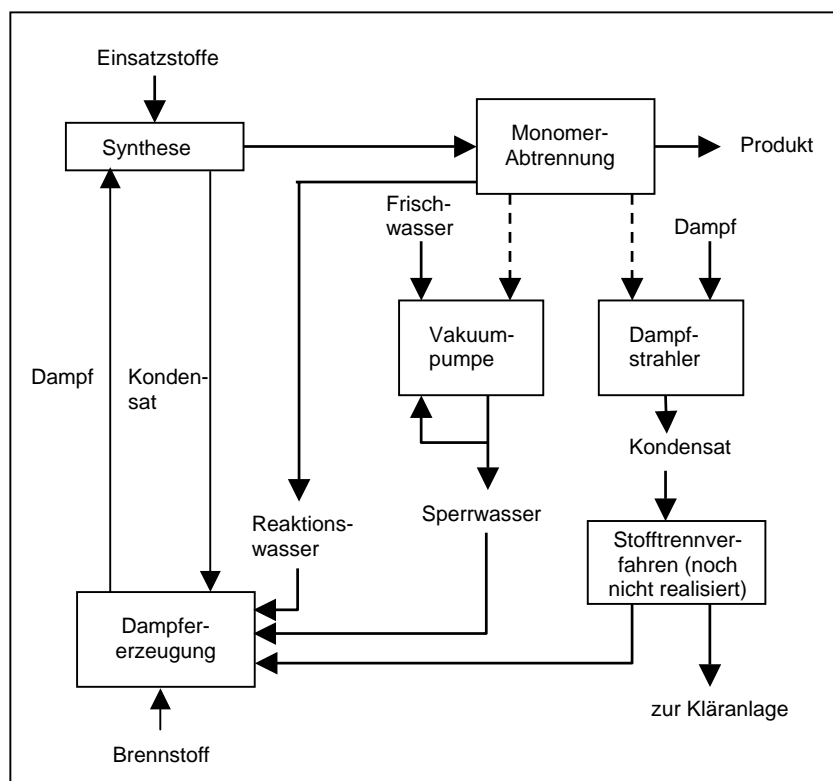


Abbildung 4: Abwasserverbrennung in einem Dampferzeuger

5. Organische Abwasserinhaltsstoffe als Brennstoff

Organische Abwasserinhaltsstoffe besitzen bei ausreichender Aufkonzentrierung einen Brennwert. Neben einer stofflichen Verwertung ist auch der Einsatz als Brennstoff zur Substitution von Primärenergieträgern zu prüfen. In Abbildung 5 ist das Beispiel der Methanolrückgewinnung aus dem Produktionsabwasser dargestellt. Tatsächlich handelt es sich jedoch um Methanol mit Wasserresten (Azeotrop), so dass eine stoffliche Verwertung nicht möglich ist. Daher wird das Methanol als Brennstoff für die Abgasverbrennung eingesetzt, wodurch der Primärenergiebedarf abgesenkt wird. Die zusätzlich erzeugte Wärmemenge reicht aus, um die Destillation mit Wärme zu versorgen [2].

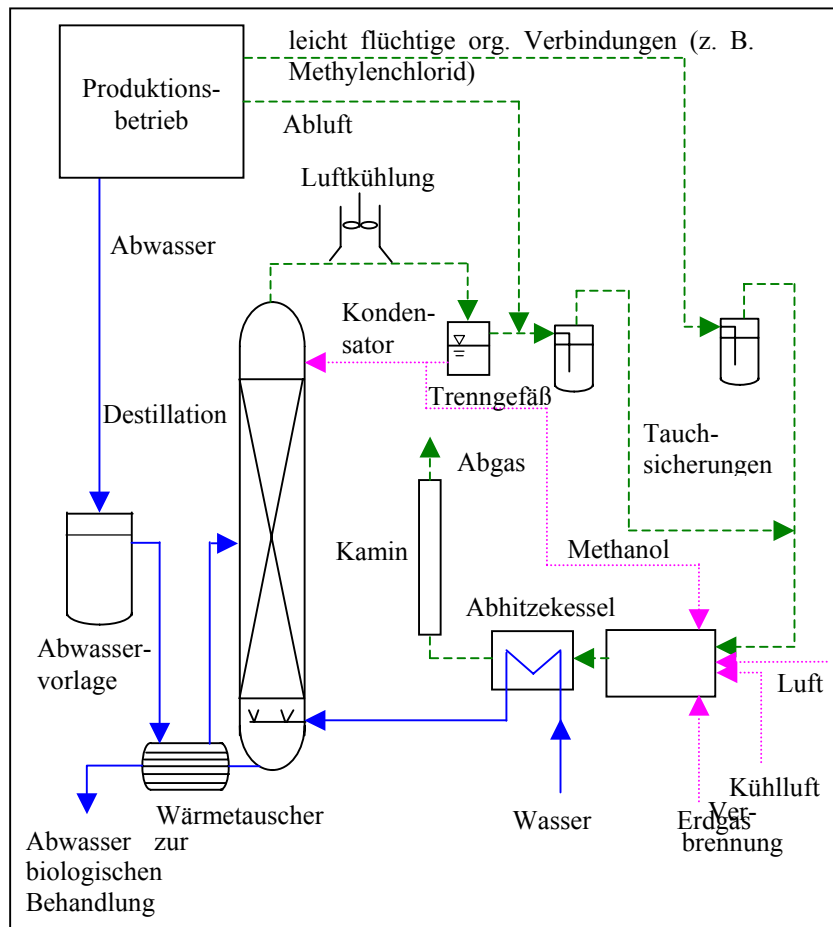


Abbildung 5: Rückgewinnung von Methanol als Brennstoff

Methanol ist sicherlich eine besonders geeignete Verbindung zur Gewinnung von Brennstoff aus Abwasser. Es gibt darüber hinaus jedoch zahlreiche andere Beispiele, bei denen organische Schadstoffe im Abwasser als Brennstoff wieder eingesetzt werden können. In diesem Zusammenhang sind vor allem Extraktionsprozesse mit organischen Lösungsmitteln zu nennen, bei denen die Lösungsmittel durch Destillation nicht wieder aufgearbeitet werden.

6. Zusammenfassung

Anders als in anderen Industriebranchen, wie z.B. der Papierindustrie, können wegen ihrer großen Vielfalt und Komplexität keine allgemein gültigen Schemata für Produktionsprozesse in der chemischen Industrie angegeben werden. Daher ist es wichtig, eine methodische Vorgehensweise zu entwickeln, die eine Transparenz der jeweiligen Produktionsverhältnisse eröffnet (vgl. Hamm). Dies ist umso notwendiger, wenn die medienübergreifenden Zusammenhänge der einzelnen Produktionen bewertet werden sollen. Im Kern müssen alle Informationen so aufbereitet werden, dass eine Einzelfallprüfung unter medienübergreifenden Gesichtspunkten durch die Behörden möglich wird. Welche Informationen und welche Darstellungen hierzu erforderlich sind, wurde in diesem Beitrag vorgestellt.

Die dargestellten Beispiele verdeutlichen, wie der Stand der Technik im Sinne einer medienübergreifenden Betrachtungsweise gemäß den Vorgaben der IVU-Richtlinie weiter entwickelt werden kann. Wie die Praxisbeispiele gezeigt haben, sind solche medienübergreifende Betrachtungen durchaus nicht neu. Dennoch muss festgestellt werden, dass die Aufteilung der Zuständigkeiten sowohl in den Unternehmen als auch in den Behörden (Zuständigkeit nur für Abwasser oder Zuständigkeit nur für Abfall) ein großes Hemmnis für eine medienübergreifende Denkweise darstellt.

Zusammenfassend erscheinen folgende Aspekte für eine Novellierung des Anhangs 22 sinnvoll:

- Vorlage von Wasserbilanzen statt eines Abwasserkatasters auf Basis von Prozessstufen, nicht auf Basis von Betriebseinheiten im Sinne des BImSchG
- Vorlage von Blockschaltbildern für die Darstellung der Stoffströme unter Einbindung aller Behandlungs- und Vorbehandlungsmaßnahmen für die Medien Abwasser, Abluft, Abfall
- Prüfung der Nutzung vorhandener (innerbetrieblicher) Schadstoffeliminierungsverfahren – hierzu zählen die Dampferzeugung sowie die Abluftverbrennung
- Prüfung zur Rückgewinnung von organischen Abwasserinhaltsstoffen zur stofflichen oder thermischen Verwertung (z.B. Einsatz als Brennstoff)

Im Rahmen der Überprüfung der Anforderungen zur Beschreibung des Standes der Technik sollten auch die Anforderungen bzgl. der Parameter CSB und TOC unter dem Gesichtspunkt der Gleichbehandlung von Direkt- und Indirekteinleitern diskutiert werden (vgl. Beitrag Kaltenmeier). Während die CSB-Anforderungen im Teil C des Anhangs 22 nur für Direkt-einleiter gelten, gilt der TOC für Direkt- und Indirekteinleiter. Der Geltungsbereich der TOC-Anforderungen nach Teil D Abs. 5 ist jedoch an TOC-Restfrachten geknüpft. Die festgelegten Mengenschwellen wurden so hoch angesetzt, dass die TOC-Anforderungen für die meisten Betriebe, insbesondere für indirekt einleitende Betriebe, vermutlich entfallen. Unter diesem Gesichtspunkt unterliegen die meisten Indirekteinleiter keiner Begrenzung für die Einleitung organischer Schadstofffrachten. Dies ist um so beachtenswerter, weil damit in Anhang 22 auch keine Begrenzung der schwer biologisch abbaubaren Verbindungen vorgegeben ist.

7. Literatur

- [1] Köppke, K.-E.; Führer W.: Medienübergreifende Schadstoffemissionen in der chemischen Industrie, Teil 2: Abwasser, Abluft und Reststoffe bei Sulfonierungs- und Sulfochlorierungsprozessen. UTA 2 (2000), S. 75 – 80.
- [2] Köppke, K.-E.: Untersuchungen von Möglichkeiten medienübergreifender Emissionsminderungen am Beispiel von Betrieben der Pharma- und Spezialitätenchemie Auftraggeber: Umweltbundesamt, 1998 – 2000 FKZ: 297 65 527.

Medienübergreifende Aspekte am Beispiel der Zellstoff- und Papierindustrie

Dr.-Ing. Udo Hamm

Fachgebiet Papierfabrikation und
Mechanische Verfahrenstechnik PMV
Technische Universität Darmstadt

1. Einleitung

Die Zellstoff- und Papierindustrie steht gemäß den Angaben des Statistischen Bundesamtes nach der chemischen Industrie, dem Bergbau und der Metallerzeugung an vierter Stelle der wasserintensivsten Branchen in Deutschland [1]. Diese vier Branchen setzen jährlich insgesamt 6,8 Mrd. m³ Frischwasser ein, davon entfallen auf die Zellstoff- und Papierindustrie etwa 0,5 Mrd.m³. Wasser bildet eine grundlegende Komponente der Zellstoff- und Papiererzeugung. Demzufolge gilt in beiden Erzeugungsprozessen das Hauptinteresse der Abwasserproblematik. Bei einem integrierten Konzept zur Verminderung der Umweltschmutzung, wie es in der IVU-Richtlinie als Grundsatz verankert ist, sind jedoch auch andere Output-Komponenten zu berücksichtigen. Lärm-, Abluft- und Wärmeemissionen gehören ebenso dazu wie die bei der Produktion entstehenden Abfälle und Bodenbelastungen. Da sich dieser Workshop mit medienübergreifenden Aspekten bei einer Neukonzipierung der Abwasserverordnung befasst, wird im Folgenden zunächst der Ist-Zustand in der deutschen Zellstoff- und Papierindustrie bezüglich der Abwasseremissionen beschrieben. Dabei werden die Anforderungen der Anhänge 19 und 28 zur Abwasserverordnung sowie die im Referenzdokument über die besten verfügbaren Techniken in der Zellstoff- und Papierindustrie (BREF) angegebenen Referenzwerte den derzeitigen Emissionswerten gegenüber gestellt. Die Ist-Werte für die Papiererzeugung sind der letzten Wasser- und Reststoffumfrage des Verbands Deutscher Papierfabriken (VDP) und der Papiertechnischen Stiftung (PTS) aus dem Jahr 2001 entnommen [2]. Im Anschluss daran wird anhand von Beispielen auf einige Aspekte eingegangen, die bei der Neukonzipierung der Abwasserverordnung berücksichtigt werden sollten.

2. Abwasseremissionen der Zellstoffindustrie

Die Zellstoffindustrie hat im Vergleich mit der Papierindustrie in Deutschland eine untergeordnete Bedeutung. 2003 wurden in Deutschland in fünf Werken knapp 850.000 t Zellstoff erzeugt, wovon 310.000 t auf die bisher einzige Sulfatzellstofffabrik entfielen. Dieses Werk stellt ausschließlich Marktzellstoff her. 540.000 t Sulfitzellstoff wurden integriert in vier Werken verarbeitet. 2005 wird eine weitere Sulfatzellstofffabrik in Betrieb gehen, die für 500.000 t Marktzellstoff ausgelegt ist.

Der am 1. August 2001 in Kraft getretene Anhang 19 zur Abwasserverordnung (Zellstoff-erzeugung) berücksichtigt bereits alle die im BREF aufgeführten Maßnahmen zur Minimierung der Schadstofffrachten. Dazu zählen u. a. die Bleiche ohne Einsatz von Elementarchlor und chlorhaltigen Bleichchemikalien mit Ausnahme von Chlordioxid bei der Herstellung von ECF-Sulfatzellstoff (elementarchlorfreier Zellstoff). Während die deutschen Sulfitzellstoffwerke aufgrund der besseren Bleichbarkeit von Sulfitzellstoff bereits seit Anfang der 90er Jahre auf die Bleiche mit chlorhaltigen Chemikalien verzichten konnten, wird in dem

deutschen Sulfatzellstoffwerk sowohl ECF- als auch TCF-Zellstoff erzeugt. Sowohl Abwassermenge als auch Abwasseremissionen liegen in diesem Werk deutlich unter den in **Tabelle 1** dargestellten Anforderungen des Anhangs 19 und den Referenzwerten des BREF. Die CSB-Fracht liegt unter 10 kg/t, die AOX-Fracht bei einem Anteil der ECF-Produktion an der Gesamtproduktion von etwa 70 % unter 0,04 kg/t. Ein Vergleich zahlreicher Analysendaten der ECF- und TCF-Abwässer dieses Werkes einschließlich der Ergebnisse von Ökotoxizitäts-Tests zeigte, dass zwischen beiden Abwässern keine signifikanten Unterschiede in ihrer Wirkung auf aquatische Organismen festzustellen sind.

Dieses Ergebnis deckt sich mit den Erkenntnissen einer vom Verband Deutscher Papierfabriken beim Fachgebiet für Papierfabrikation und Mechanische Verfahrenstechnik der TU Darmstadt in Auftrag gegebenen Studie zum Vergleich der aquatischen Umweltbelastungen bei der Erzeugung von ECF- und TCF-Sulfatzellstoffen. In dieser Studie wurden wissenschaftliche Veröffentlichungen bis 2001, meist aus nordeuropäischen und kanadischen Forschungsprojekten resultierend, ausgewertet [3]. Die Autoren der Studie stellen fest, dass die bisher vorliegenden Untersuchungen zu akuten und chronisch toxischen Wirkungen auf aquatische Organismen keine Hinweise auf Unterschiede zwischen den Wirkungen von Abwässern aus der ECF- und TCF-Sulfatzellstoffherzeugung geben. Voraussetzung sei bei beiden Produktionsprozessen eine wie im Anhang 19 und im BREF geforderte moderne Faserlinie und eine biologische Reinigung der Abwässer. Unabhängig vom angewandten Bleichverfahren bestehe weiterhin Forschungsbedarf zur Ermittlung noch bestehender langfristiger toxischer Wirkungen. Dabei komme der Untersuchung hormonell wirkender Substanzen, die ihren Ursprung im Rohstoff Holz haben, eine besondere Bedeutung zu. Dieser in zukünftigen Forschungsprojekten noch zu verifizierende Befund würde bedeuten, dass die Optimierung des gesamten Herstellungsprozesses mit dem Ziel niedrigerer CSB-Emissionen eine weitaus größere Rolle spielt als die angewandte Bleichtechnologie. Weitergehende Reglementierungen zum Einsatz von Chlordioxid bzw. zu AOX-Emissionen bei der ECF-Sulfatzellstoffherzeugung könnten demnach zukünftig entfallen.

Tabelle 1: Mindestanforderungen gemäß Anhang 19 und BREF bei der Herstellung von gebleichtem Sulfat- und Sulfitzellstoff

Parameter	Anhang 19 der Abwasserverordnung		BREF	
	Sulfat	Sulfit	Sulfat	Sulfit
CSB	25 kg/t	25 kg/t	8 – 23 kg/t	20 – 30 kg/t
BSB ₅	30 mg/l	30 mg/l	0,3 - 1,5 kg/t	1 – 2 kg/t
P _{gesamt}	2 mg/l	2 mg/l	0,01 – 0,03 kg/t	0,02 – 0,05 kg/t
N _{gesamt}	10 mg/l	10 mg/l	0,1 – 0,25 kg/t	0,15 – 0,5 kg/t
Fischgiftigkeit (G _F)	2	2	---	---
AOX	0,25 kg/t	---	0 – 0,25 kg/t	---
Abwassermenge	---	---	30 - 50-m ³ /t	40 – 55 m ³ /t

3. Abwasseremissionen der Papierindustrie

Die deutsche Papierindustrie hat in den vergangenen Jahrzehnten ihre durchschnittliche spez. Abwassermenge erheblich reduziert. 2001 betrug sie gemäß der VDP/PTS-Umfrage 11,2 l/kg Papier. 1974 hatte die spez. Abwassermenge, über sämtliche Papiersorten gemittelt, noch bei 46 l/kg gelegen (**Abbildung 1**). Die weitaus größte Minderung fand zwischen den 70er und Mitte der 80er Jahre statt. Danach nahm die spez. Abwassermenge nur noch moderat ab. Mit dem heute erreichten Wert nimmt die deutsche Papierindustrie im internationalen Vergleich eine Spitzenstellung ein. So ist beispielsweise in Japan und den USA der spez. Abwasseranfall um den Faktor 2 bzw. 4 höher.

Die Abwässer der deutschen Papierindustrie werden fast ausnahmslos einer biologischen Reinigung unterzogen (**Abbildung 2**). 74 % der auf die Produktionsmenge bezogenen Abwässer werden in betriebseigenen Kläranlagen gereinigt. 18 % der Abwässer werden in kommunale und Verbandskläranlagen abgegeben. Nur 3 % der Abwässer werden in betriebs-eigenen Kläranlagen ohne biologische Stufe gereinigt. 4 % der Produktion kommen aus Papierfabriken mit vollständig geschlossenem Wasserkreislauf. In den letzten Jahren zeigten sich kaum Veränderungen in diesen Anteilen.

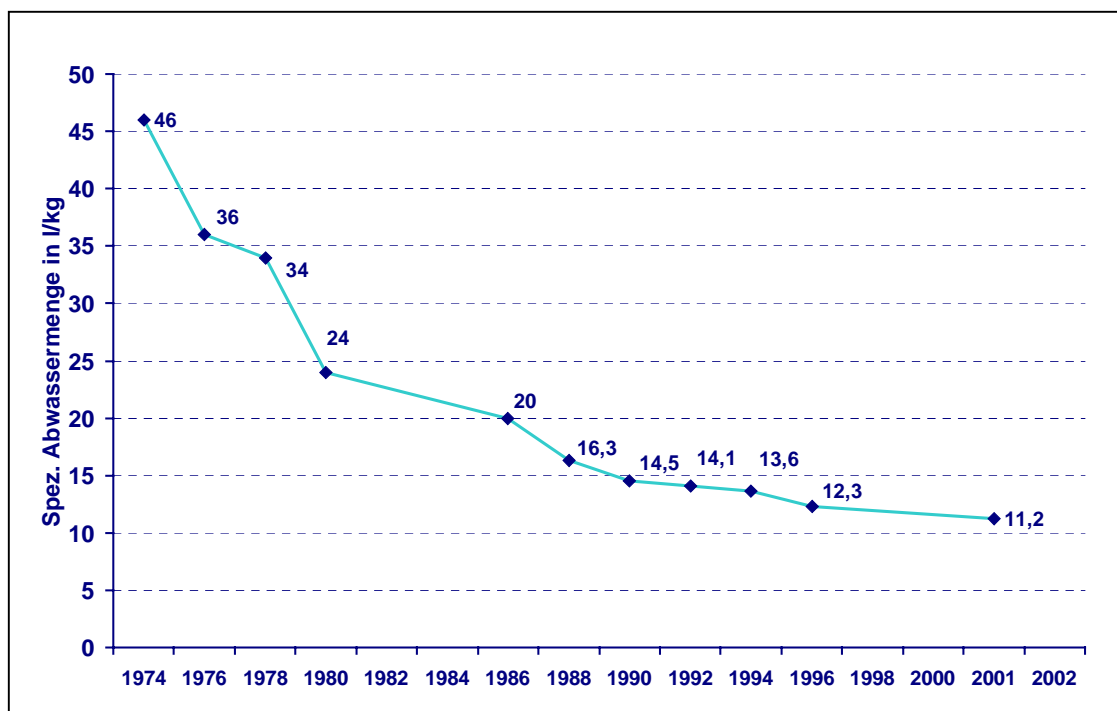


Abbildung 1: Durchschnittliche Abwassermenge in der deutschen Papierindustrie

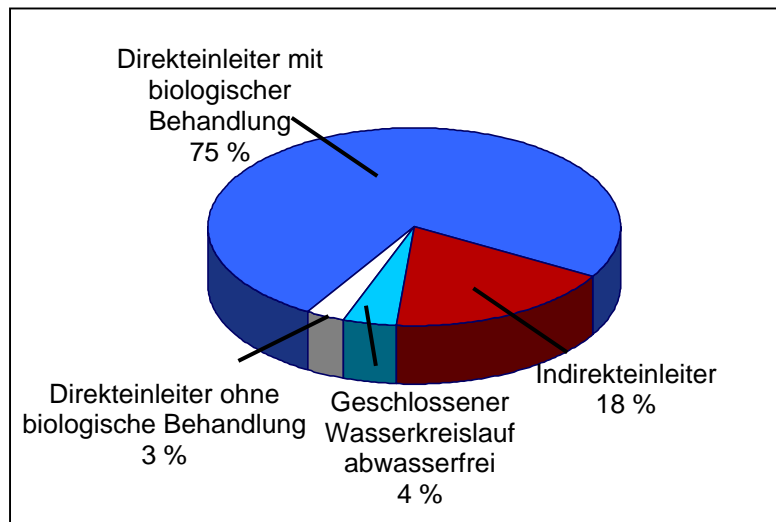


Abbildung 2: Abwasserbehandlung in der deutschen Papierindustrie

Angesichts dieser Fakten verwundert es nicht, dass das im Juli 2000 erschienene BREF für die Papierindustrie eine „deutsche Handschrift“ trägt. Zahlreiche deutsche Papierfabriken sind in allen Sortenbereichen als Referenzwerke angegeben. Der am 1. August 2002 in Kraft getretene Anhang 28 zur Abwasserverordnung berücksichtigt bereits wesentliche Anforderungen des BREF, die sich nicht nur auf Emissionswerte beziehen, sondern z. B. auch den Einsatz chemischer Additive bzw. den Verzicht auf umweltschädliche Additive betreffen.

Legt man die Ergebnisse der VDP/PTS-Wasserumfrage zugrunde, dann erfüllen bereits heute die meisten der direkt einleitenden Papierfabriken die Anforderungen des BREF. In **Abbildung 3** sind für verschiedene Papiersorten die durchschnittlichen CSB-Frachten im gereinigten Abwasser den Spannweiten der BVT-Werte im BREF gegenübergestellt. Aus den Spannweiten der von den Werken abgegebenen CSB-Frachten ist allerdings auch zu sehen, dass einige Werke noch Optimierungsbedarf haben.

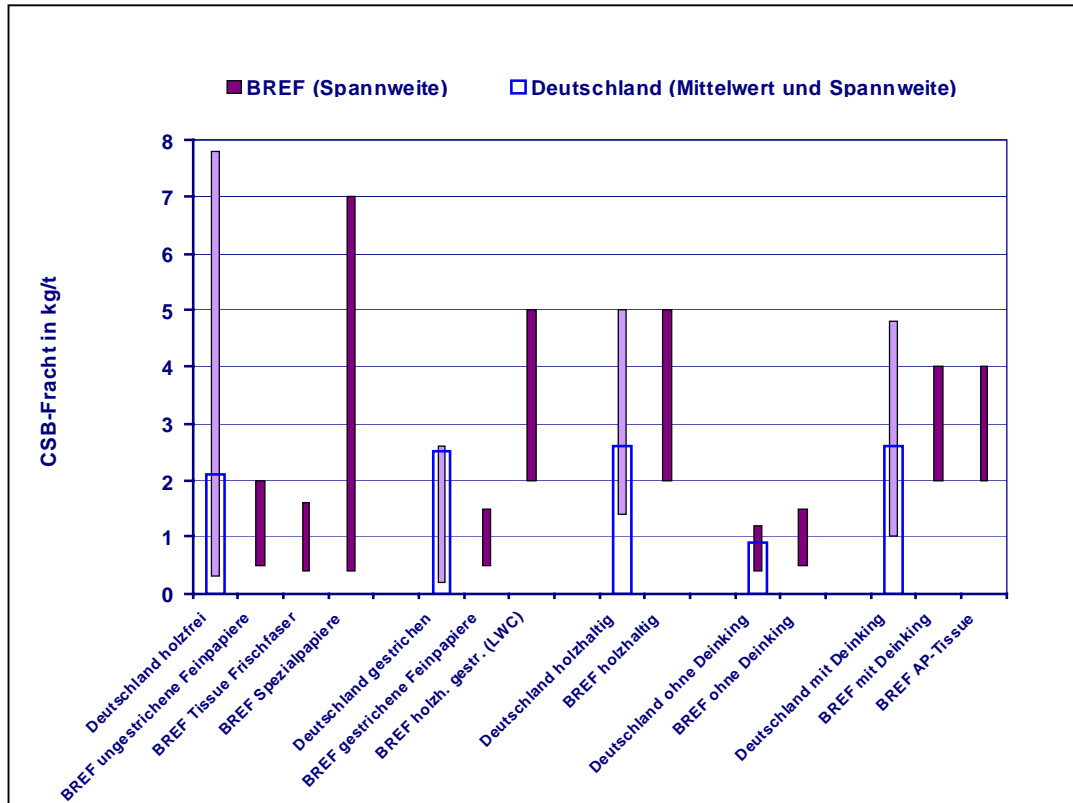


Abbildung 4: Vergleich des deutschen Ist-Zustandes mit BREF-CSB-Fracht im biologisch gereinigtem Abwasser

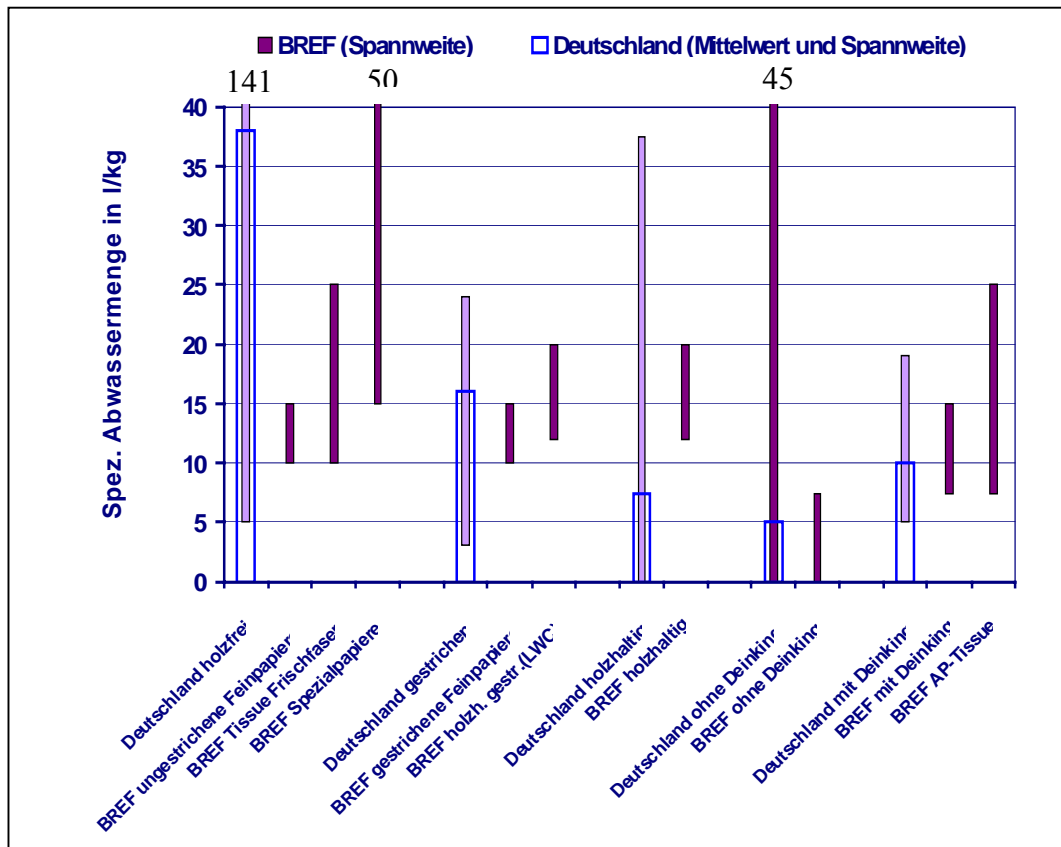


Abbildung 4: Vergleich des deutschen Ist-Zustandes mit BREF-spez. Abwassermenge

Dies gilt auch für die in **Abbildung 4** dargestellten spez. Abwassermengen in den verschiedenen Sortenbereichen. Hier fallen die vergleichsweise hohen Werte bei der Herstellung von holzfreien, ungestrichenen Papieren und von Spezialpapieren auf. Offenbar tragen die in diesen Sortenbereichen häufigen Sortenwechsel und Reinigungsintervalle zu den größeren Abwassermengen bei. Optimierungspotenziale würden sich dann durch verbesserte Reinigungs- und Sortenwechselstrategien ergeben. Bei allen anderen aufgeführten Papiersorten liegen die im Anhang 28 nicht geregelten spez. Abwassermengen im Bereich der BVT-Spannweiten des BREF.

4. Grenzen der Kreislaufeinengung in der Papierindustrie

Die Reduzierung der Abwassermenge stand vor allem in Altpapier verarbeitenden Verpackungspapierfabriken lange Zeit im Fokus. An diese Papiere werden geringere Anforderungen bezüglich ihres optischen Erscheinungsbildes als bei graphischen Papieren gestellt, so dass die mit der Wasserkreislaufeinengung einhergehende Anreicherung von Störstoffen und Schmutzpartikeln kein Grund war, die Kreisläufe nicht weitgehend zu schließen. Einige Papierfabriken aus dem Sortenbereich Wellpappenrohpaper produzierten schon Mitte der 70er Jahre mit einem geschlossenen Wasserkreislauf. In der Folgezeit bekamen diese Werke jedoch die Auswirkungen einer Wasserkreislaufschließung zu spüren. Verursacht durch anaerobe Abbauprozesse im Fabrikationswasser kam es zu erheblichen Geruchs- und Korrosionsproblemen. Einige dieser Werke sahen sich gezwungen, ihren Wasserkreislauf wieder zu öffnen und in Abwasserreinigungsanlagen zu investieren bzw. als Indirekteinleiter die Dienste von kommunalen oder Verbandskläranlagen in Anspruch zu nehmen. Andere behelfen sich mit dem verstärkten Einsatz biozider Wirkstoffe, um die Mikroorganismenaktivität im Kreislaufwasser zu reduzieren.

Als 1995 in einem vom BMU geförderten Projekt erstmals in einem existierenden geschlossenen Wasserkreislauf eine biologische Kreislaufwasserbehandlungsanlage (KWB-Anlage) implementiert wurde, meinte man zunächst, die Probleme überwunden zu haben [4]. Die biologische Behandlung des Kreislaufwassers führte zu einer drastischen Verringerung der im Prozesswasser gelösten organischen Substanzen, die Geruchsemissionen konnten erheblich reduziert werden. Der Erfolg dieses Projekts führte dazu, dass für den Sortenbereich Verpackungspapiere aus Altpapier der geschlossene Wasserkreislauf mit integrierter KWB-Anlage als BVT im BREF mit einbezogen wurde. In der Folgezeit wurden in Deutschland in zwei neuen Papierfabriken und einer weiteren bereits existierenden Papierfabrik [5] die Wasserkreisläufe vollständig geschlossen unter Einbeziehung von anaeroben-aeroben KWB-Anlagen bzw. in einem Fall unter Einsatz von Membran-Technologien. In diesen Werken zeigte sich, dass die biologische Behandlung der Kreislaufwässer zu einem Problem führt, das in seinen Auswirkungen im BREF unterschätzt wurde. Die biologisch gereinigten Abwässer haben ein hohes Kalkfällungspotenzial, so dass es bei ihrer Rückführung in die Fabrikation zu Kalkablagerungen an Walzen, Spritzdüsen und Bespannungen der Papiermaschine kommt, die zu erheblichen Reinigungs- und Wartungsstillständen führen. In einem Fall ist die Runability der Papiermaschine derart schlecht, dass bei den zuständigen Behörden eine Öffnung des geschlossenen Kreislaufs beantragt wurde. Zwei Werke verwenden Inhibitoren, um den Kalkablagerungen entgegenzuwirken. Das vierte Werk nahm die KWB-Anlage außer Betrieb und produziert mit geschlossenem Kreislauf ohne „Niere“. Den auftretenden Geruchsproblemen versucht man mit einem verstärkten Biozid-Einsatz entgegenzuwirken. Auch in Papierfabriken, die durch eine teilweise Rückführung von biologisch gereinigtem

Abwasser ihren spez. Abwasseranfall weiter senken wollten, traten die beschriebenen Kalkausfällungen auf, so dass auf eine weitere Einengung verzichtet wurde.

Die Vermeidung von Kalkausfällungen durch eine gezielte Ausfällung von Ca-Ionen ist Gegenstand verschiedener Forschungsprojekte. Bisher zeichnet sich keine wirtschaftliche Lösung dieses Problems ab [6]. Deshalb ist es zum jetzigen Zeitpunkt nicht angebracht, die Forderung nach einer vollständigen Schließung von Wasserkreisläufen bei der Neukonzipierung der Abwasserverordnung in Betracht zu ziehen. Die heute erreichte spez. Abwassermenge in dieser Sortengruppe von durchschnittlich 5 m³/t Papier liegt bereits auf einem Niveau, bei dessen Unterschreitung eine Verlagerung der Umweltbelastungen in die Abluft der Papiermaschine in Form von geruchsaktiven Stoffen wie Schwefelwasserstoff und niedermolekulare Fettsäuren (u. a. Buttersäure, Milchsäure) auftreten kann.

5. Papierfabriksabwässer und prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie

Aufgrund der Beschaffenheit der zur Papiererzeugung eingesetzten Rohstoffe und chemischen Additive sollte nicht damit zu rechnen sein, dass in den biologisch gereinigten Abwässern relevante Konzentrationen der im Anhang der Wasserrahmenrichtlinie gelisteten prioritären Stoffe nachzuweisen sind. Allerdings besteht hier durchaus noch Forschungsbedarf. Derzeit werden in einem vom Verband Deutscher Papierfabriken finanzierten Projekt zur Aufschlüsselung des Rest-CSB in biologisch gereinigten Papierfabrikabwässern die Abwässer verschiedener Papiersortenbereiche auf ihren Gehalt an prioritären Stoffen untersucht. Erst wenn die Untersuchungsergebnisse vorliegen, lässt sich weiterer Handlungsbedarf ableiten.

6. Integriertes Vermeidungskonzept im BREF „Papier- und Zellstoffindustrie“

Das BREF-Dokument „Zellstoff- und Papierindustrie“ zeugt von einem hohen Sachverstand des Verfassers. Dennoch sehen die Experten aus der Industrie einige Kritikpunkte. So sollten bei der Nutzung von besten verfügbaren Techniken die Aspekte der Kosten und der Wettbewerbsfähigkeit stärker berücksichtigt werden. Bei vorhandenen Anlagen sollte die wirtschaftliche und technische Machbarkeit ihrer Aufrüstung unter Berücksichtigung lokaler Gegebenheiten genauer beschrieben sein. Es wird bezweifelt, ob die in den verschiedenen Kapiteln dargelegten BVT mit den entsprechenden Emissions- und Verbrauchswerten für sämtliche Anlagen geeignet sind. Zu wenig werde berücksichtigt, dass in Zellstoff- und Papierfabriken die Maschinen üblicherweise über Jahre hinweg umgebaut und nicht komplett ausgetauscht werden. Langfristige Investitionsstrategien würden die Implementation von BVT erschweren. Dies gelte insbesondere für kleine und mittelständische Unternehmen der Papiererzeugung. Schließlich wird darauf hingewiesen, dass mögliche Verlagerungen von Emissionen von einem Umweltmedium auf ein anderes aufgrund fehlender Datenbasis im BREF nur partiell angesprochen werden.

7. Fazit

Medienübergreifende Aspekte, die zu neuen Anforderungen an die Abwassereinleitungen der Zellstoff- und Papierindustrie führen könnten, sind bisher nur unzureichend betrachtet. Dies ist zum Teil mit fehlenden Daten zu begründen, zum Anderen mangelt es an einem methodischen Ansatz. Dieser Mangel kann nur durch Einbeziehung von Experten aus Industrie und

Verwaltung unter Mitarbeit von Hochschulen und anderen Forschungsstellen behoben werden.

8. Literatur

- [1] STATISTISCHES BUNDESAMT:
Pressemitteilung vom 05.05.2003: „Industrieller Frischwasserbedarf weiter rückläufig.“
- [2] J. KAPPEN, W. DIETZ, I. DEMEL und D. PFAFF:
Water use in Germany.
Pulp and Paper International (2003) Nr. 12, 22-24
- [3] U. HAMM und L. GÖTTSCHING:
ECF- und TCF-Sulfatzellstoffe – ein Vergleich ihrer Umweltbelastung.
ipw/Das Papier (2003) Nr. 1, T22-T28
- [4] K. DIEDRICH, U. HAMM und J. H. KNELISSEN:
Biologische Kreislaufwasserbehandlung in einer Papierfabrik mit geschlossenem Wasserkreislauf.
Das Papier 51 (1997), Nr. 6A, V153-159
- [5] C. BÜLOW, G. PINGEN und U. HAMM:
Complete water system closure. Special attention had to be paid to the calcium carbonate problem.
Pulp and Paper International (2003) Nr. 8, 14-17
- [6] U. HAMM, B. BOBEK, I. DEMEL und W. DIETZ:
Scheitert die Kreislaufschließung in Papierfabriken an zu hohen Calciumbelastungen?
ipw/Das Papier (2001) Nr. 1, T7-T13

Medienübergreifende Aspekte am Beispiel der Textilindustrie

Dr. Harald Schönberger

1. Vorbemerkung

In diesem Beitrag werden Überlegungen zu integrierten medienübergreifenden Aspekten für weitere Branchen angestellt, in denen integrierte medienübergreifende Aspekte besondere wasserwirtschaftliche Bedeutung haben. Dies sind hier Betriebe zur Textilveredlung (auf die hier der Schwerpunkt gelegt wird), Lederherstellung und zur Stahlerzeugung (Strangguss und Walzwerke).

2. Einleitung

In den Industriestaaten ist das Wirtschaften und der Wohlstand primär an große Massenströme (Materialflüsse) mit den dazugehörigen Verfahrenstechniken gekoppelt. Gleichzeitig sind fast alle Umweltbelastungen und -probleme durch Emissionen bedingt, die ebenfalls als Massenströme aufgefasst werden können und hier als Emissionsmassenströme bezeichnet werden. Im Rahmen der Abwasserverordnung gilt es, die Emissionsmassenströme nach dem Stand der Technik zu reduzieren und dabei ein allgemein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen. Dies bedeutet, dass zum einen keine bloßen Verlagerungen von einem Umweltmedium in ein anderes stattfinden sollen und, was in der Praxis in den meisten Fällen deutlich gewichtiger ist, eine integrierte Betrachtung angestellt wird. Für diese integrierte Betrachtung ist für einen bestimmten Bereich, z.B. einer Industriebranche oder eines Industriestandortes, die Systemgrenze weit zu ziehen. Sie erstreckt sich von den Input-Massenströmen (Rohstoffe, Einsatzstoffe, Hilfschemikalien, Wasser, Energie) über den Produktionsprozess selbst (der in der Regel aus mehreren bis vielen Teilprozessen besteht) hin zu den Maßnahmen zur prozess- und produktionsintegrierten Vermeidung/Minimierung sowie zur Verminderung der Emissionsmassenströme (end-of-pipe-Maßnahmen). Im Abwasserbereich umfassen die Minderungsmaßnahmen gezielte innerbetriebliche Behandlungsmaßnahmen ebenso wie nach geschaltete zentrale Abwasserbehandlungsanlagen, bei denen es sich im Bereich der Textilveredlungsindustrie (TVI) in der Regel um kommunale Abwasserbehandlungsanlagen handelt, da mehr als 95% der Textilveredlungsbetriebe (TVB) Indirekt-einleiter sind.

3. Textilabwasser und Ansätze zur Reduktion der Belastung

Die Abwasserverhältnisse von Textilveredlungsbetrieben und die Ansätze zur Reduktion der Abwasserbelastung sind an anderer Stelle ausführlich dargelegt (z.B. [Hintergrundpapier Anhang 38, 2003; Schönberger, 1998; Umweltschutz in der Textilindustrie, 2002]). Deshalb sind die Ausführungen zum Textilabwasser hier auf solche Darlegungen beschränkt, die für das weitere Verständnis erforderlich sind:

Das Gesamtabwasser eines Textilveredlungsbetriebes setzt sich aus zahlreichen, unterschiedlich hoch belasteten Abwasserteilströmen zusammen. Wesentlich im Hinblick auf Ansatzpunkte für eine wirksame Verminderung der Abwasserfrachten sind Konzentrate aus den Veredlungsprozessen, die sehr hohe stoffliche Belastungen aufweisen. Dies sind im Wesentlichen:

- Entschlichtungsflotten (CSB: 3.000 - 80.000 mg/l je nach Verfahrensführung/Waschtechnik) und Bleichflotten
- Abwasser aus der kontinuierlichen Vorbehandlung von Wirk-/Maschenware aus Synthesefasern (Mineralölgehalte bis in den g/l-Bereich)
- Rest-Farbklotzflotten (CSB sowie Farbstoffgehalt: 5.000 - 100.000 mg/l)
- Rest-Druckpasten (CSB: 100.000 - 350.000 mg/l)
- Rest-Ausrüstungsklotzflotten (CSB: 5.000 - 200.000 mg/l)
- Restflotten vom Beschichten und Kaschieren
- Restflotten aus der Teppich-Rückenbeschichtung

Bei diskontinuierlichen Veredlungsprozessen resultiert das Abwasser aus der Vorbehandlung (eigentliches Vorbehandlungsbad und Spülbäder), aus dem Auszieh färben (ausgezogenes Färbebad mit Nachbehandlungsbäder und Spülbäder) und aus der Ausrüstung (ausgezogenes Ausrüstungsbad). Dabei können das eigentliche Vorbehandlungsbad und das ausgezogene Färbebad je nach Veredlungsverfahren und vorhandener Maschinenteknik auch CSB-Werte von über 5.000 mg O₂/l aufweisen.

Sowohl bei der kontinuierlichen, semi-kontinuierlichen als auch der diskontinuierlichen Veredlung fallen Spülwässer und Spülbäder an, die sehr unterschiedlich belastet sind. Während z.B. das Abwasser aus der kontinuierlichen Drucknachwäsche und das erste Spülbad beim Auszieh färben relativ hoch belastet sind (CSB: 1.000-5.000 mg O₂/l), sind letzte Spülwässer/-bäder oft sehr niedrig belastet (CSB < 200 mg O₂/l).

Vor diesem Hintergrund wird die bereits erwähnte Tatsache verständlicher, nach der das Gesamtabwasser eines Textilveredlungsbetriebes aus sehr vielen einzelnen, stark unterschiedlich belasteten Teilströmen besteht. Trotzdem erfolgt in den meisten Betrieben keine Abwassertrennung.

4. Umfang der medienübergreifenden Betrachtung

4.1 Festlegung der Systemgrenzen

Zunächst sind die Systemgrenzen für die medienübergreifende integrierte Betrachtung zu definieren. Dabei sollten Sie möglichst weit gezogen werden. Für die Abwasseremissionen aus der Textilveredlung wird in **Abbildung 1** dafür ein Vorschlag unterbreitet.

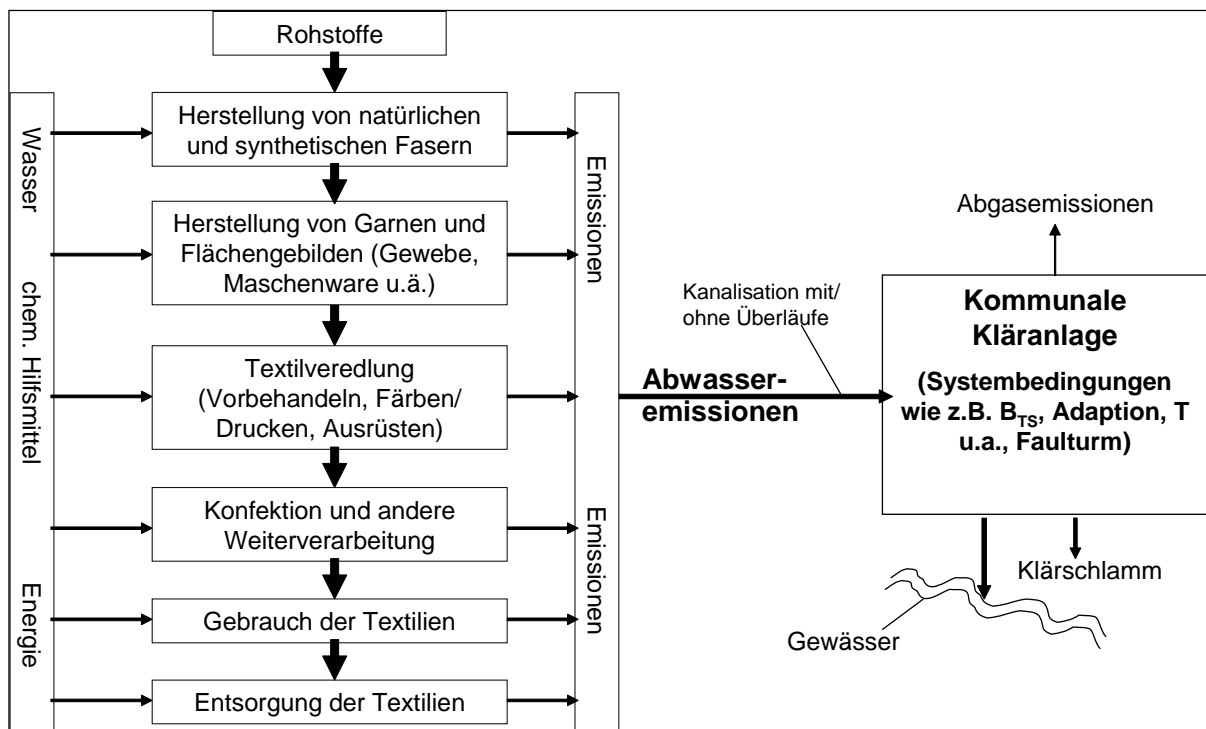


Abbildung 1: Vorschlag für die Definition der Systemgrenzen für den Bereich der Textilveredlung in Bezug auf die Abwasseremissionen

Die Berücksichtigung der der eigentlichen Textilveredlung vorgelagerten Stufen ist deshalb besonders wichtig, weil viele Probleme des Textilabwassers dort ihren Ursprung haben. In den vorgelagerten Stufen werden chemische Stoffe appliziert, die im Zuge der Textilveredlung vom Textilsubstrat über bestimmte Verfahren mit den zugehörigen Waschprozessen entfernt werden und ins Abwasser gelangen (Entschlichtungsflotten, Abwasser aus der kontinuierlichen Vorbehandlung von Wirk-/Maschen- oder Webware aus Synthefasern, Vorbehandlungsbäder). Dabei sind die so emittierten Stofffrachten erheblich. Es handelt sich dabei vor allem um sog. Präparationsmittel (bei synthetischen Fasern) und um sog. Schlichtemittel (bei Geweben, vor allem aus cellulosischen Fasern). Inwieweit über die Abwasserverordnung auf die vorgelagerten Stufen Einfluss genommen werden kann, ist der weiteren Diskussion vorbehalten. So genannte vollstufige Unternehmen führen auch die der eigentlichen Textilveredlung vorgelagerten Stufen durch und können deshalb auf die chemischen Stoffe zur Herstellung der Fasern und zur Herstellung von Flächengebilden unmittelbar Einfluss nehmen oder sie auch zurückgewinnen und wieder einsetzen. Dagegen ist dies für einen so genannten Lohnveredler, der Fremdware im Auftrag eines externen Warenbesitzers mit vorgegebenem Veredlungsziel zu veredeln hat, kaum oder nicht möglich.

Auch die chemischen Hilfsmittel zur Textilveredlung, die so genannten Textilhilfsmittel, sollten systematischer als bisher einer gewässerökologischen Bewertung unterzogen werden, was auch Eingang in den Anhang 38 finden sollte.

Auf der Abwasserseite wären die Systemgrenzen bis hin zum Gewässer zu ziehen und umfassen das Kanalnetz, was die Berücksichtigung der Dichtigkeit und von Regenwasser- bzw. Mischabwasserüberläufen bedeutet, die zentrale Abwasserbehandlung und die Klärschlamm Entsorgung. Da, wie erwähnt, mehr als 95% der deutschen TVB Indirekteinleiter

sind, ist mit der zentralen Abwasserbehandlung die kommunale Kläranlage gemeint. Die dort vorhandenen Systembedingungen sind mit in die Betrachtung einzubeziehen. Dies umfasst z.B. Parameter wie die Schlammbelastung, Adaptionszustände des Belebtschlammes für bestimmte Stoffe oder die Temperatur, da bestimmte schwer abbaubare Stoffe für den biologischen Abbau bestimmte Systembedingungen benötigen (wichtige Beispiele für die Textilveredlung sind Polyvinylalkohole, m-Nitrobenzolsulfonsäure, Nitrilotriacetat).

Hervorzuheben sind auch die Faultürme, die bei den meisten der mehreren tausend kommunalen Kläranlagen in Deutschland zur Schlammstabilisation als wichtige Infrastrukturelemente praktisch flächendeckend verfügbar sind. Sie können unter definierten Bedingungen zur Behandlung von Konzentraten benutzt werden. Eine wichtigste Bedingung dafür besteht darin, dass der Schlamm nach dem Stand der Technik verbrannt wird.

4.2 Mitbenutzung der Faultürme kommunaler Kläranlagen zur Behandlung von Konzentraten

Der Anhang 38 verlangt eine effiziente Behandlung bestimmter Konzentrate. Während es schon länger üblich ist, in kommunalen Faultürmen biogene Reststoffe wie Brennereischlempen, Fettabscheiderinhalte u. a. aus dem Einzugsgebiet der zugehörigen kommunalen Kläranlagen anaerob zu behandeln, ist dagegen die Mitbehandlung von industriellen Rückständen oder Konzentraten noch nicht sehr verbreitet. Im Bereich der Textilveredlung kommen insbesondere Rest-Farbklotzflotten mit Reaktivfarbstoffen und Rest-Druckpasten mit Reaktivfarbstoffen oder Küpenfarbstoffen in Frage. Im Faulturm werden die Azogruppen, die für die Farbigekeit der Farbstoffe maßgeblich verantwortlich sind, reduktiv gespalten, wodurch eine weitgehende Entfärbung erzielt wird. Die entstehenden Spaltprodukte sind zumindest teilweise biologisch abbaubar, während die Farbstoffe ohne vorherige reduktive Spaltung einem aeroben Abbau nicht zugänglich sind. Bei den genannten Rest-Druckpasten können weitere Komponenten, insbesondere die Verdickungsmittel, von den anaeroben Mikroorganismen unter Faulgasanfall metabolisiert werden.

In Baden-Württemberg wird dieser Entsorgungsweg bereits seit vielen Jahren praktiziert, allerdings unter der Prämisse, dass der Klärschlamm nach dem Stand der Technik verbrannt wird, während er z.B. in Nordrhein-Westfalen nicht zugelassen ist. Hier erscheint eine Harmonisierung angezeigt. Aber ganz abgesehen davon handelt es sich hier um eine medienübergreifende Betrachtungsweise. Durch die anaerobe Entfärbung im kommunalen Faulturm wird eine deutliche Verringerung der Farbfracht erreicht. Da kommunale Faultürme in Deutschland praktisch flächendeckend verfügbar sind, kann auf sie in vielen Fällen zurückgegriffen werden. Zudem ist diese anaerobe Behandlung mit vergleichsweise geringen Kosten verbunden.

In den Textilveredlungsbetrieben können bei den gegebenen Verhältnissen die Rest-Farbklotzflotten und Rest-Druckpasten nicht schwermetallfrei erfasst und gesammelt werden, da für die Zubereitung dieser Konzentrate mehrere Farbkomponenten verwendet werden und häufig zur Nuancierung auch Schwermetallkomplexfarbstoffe, in den allermeisten Fällen Kupferphthalocyanin-Komplexfarbstoffe, verwendet werden. Gerade im Falle von Kupfer und der Maßgabe der Verbrennung des Klärschlammes nach dem Stand der Technik ergibt sich die Frage, ob die genannten Konzentrate wirklich weitgehend schwermetallfrei sein müssen, zumal gerade über die Verwendung von Kupfer für Hausinstallationen der Klärschlamm ohnehin deutliche Kupferbelastungen aufweist. Auch hier ist eine medienüber-

greifende integrierte Betrachtung angezeigt, deren Ergebnis im vorliegenden Fall den bisherigen Ansatz, Kupfer so weitgehend wie möglich an der Quelle zu minimieren, nicht in vollem Umfang bestätigen könnte, zumal die kupferhaltigen Farbstoffe nicht reglementiert sind und auch entsorgt werden müssen, womöglich über den gleichen Weg der Verbrennung wie der Klärschlamm selbst. Bei der Verbrennung verbleibt das Kupfer in der Schlacke, aus der es in Abhängigkeit des Verfahrens nicht eluierbar ist, weshalb dieser Weg als möglich erscheint. Dagegen gibt es Konstellationen, bei denen dieser Weg nicht möglich ist; so zum Beispiel im Bereich der Lederherstellung, da das dort verwendete und emittierte Chrom zwar weitgehend an den Schlamm (ob Belebtschlamm oder Faulschlamm) adsorbiert, aber bei der Verbrennung zu gefährlichem sechswertigem Chrom oxidiert wird und dadurch sehr relevante Folgeprobleme entstehen. Hier käme der für Kupfer beschriebene Weg nicht in Frage.

Der angedachte Entsorgungsweg von anaerob abbaubaren, zumindest teilweise abbaubaren industriellen Konzentraten über die kommunalen Faultürme in Verbindung mit der Verbrennung des Klärschlammes nach dem Stand der Technik bedeutet insofern einen Paradigmawechsel, als in den vergangenen Jahren sehr starke Anstrengungen unternommen wurden, die Klärschlamme zu „entgiften“. Vor dem Hintergrund der angestellten medienübergreifenden integrierten Überlegungen wird dieser Ansatz aber deutlich relativiert. Die Mitbetrachtung der gesamten Entsorgungskette ist in der Abwasserverordnung durch die gegebene Rechtskonstruktion nicht berücksichtigt. Dieses Manko sollte mit der Neukonzipierung beseitigt werden.

4.3 Berücksichtigung des Energieverbrauchs

In der Industrie fallen in vielen Branchen relativ hoch konzentrierte Abwässer oder Reste mit biologisch leicht abbaubaren Inhaltsstoffen an, die über den Abwasserpfad entsorgt werden. Dies können konzentrierte Natrumacetatlösungen oder Ethanollösungen sein, biologisch leicht abbaubare Rüböle oder Konzentrate aus der Bierherstellung u. v. a. m.. Bei der Textilveredlung wäre an solche Entschlichtungsflotten zu denken, die überwiegend aus Stärke oder Stärkederivaten bestehen. Der bisherige Ansatz besteht darin, dass alles leicht biologisch Abbaubare der biologischen Abwasserbehandlung zugeführt werden kann/soll, während nur die Abwässer mit biologisch schwer bis nicht abbaubaren Inhaltsstoffe an der Quelle minimiert oder als Teilstrom vorzubehandeln wären. Da aber für den biologischen Abbau Energie aufzuwenden ist und dabei in erheblichem Umfang Schlamm entsteht, sind auch hier in Zukunft diese medienübergreifenden Aspekte zu berücksichtigen. Die anaerobe Behandlung von Entschlichtungsflotten mit den vorgenannten biologisch leicht abbaubaren Stoffen ist unterm Strich nicht mit Energieverbrauch, sondern mit Energiegewinn bei minimalem Überschussschlammanfall verbunden, weshalb diesem Entsorgungsweg grundsätzlich der Vorrang zu geben wäre. Allerdings bleibt weiter zu berücksichtigen, dass die Waschtechnik möglicherweise umgestellt werden muss, um möglichst kleine Volumina an Entschlichtungsflotte zu erhalten.

Vor diesem Hintergrund besteht hier ein direkter Bezug zur vorstehenden Ziffer 4.2.

Der neue Stand der Technik nach § 7a Abs. 5 WHG sieht jedenfalls die Berücksichtigung der energetischen Aspekte vor, die in der Abwasserverordnung ebenfalls zu berücksichtigen wären.

4.4 Wasserspargebot

In Deutschland mit seiner insgesamt positiven Wasserbilanz ist die bloße Wasserrückgewinnung nie sonderlich stark in den Vordergrund gestellt worden. Nur in den Fällen, in denen mit der Wasserrückgewinnung auch eine Verminderung der Schadstofffracht einhergeht, wäre der Wasserrückgewinnung eine größere Bedeutung zuzumessen. Der neue Stand der Technik nach § 7a Abs. 5 WHG wird wegen der Nummern 3 und 9 des Anhangs zu § 7a WHG (Nr. 3: „Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwendung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffe und gegebenenfalls der Abfälle“; Nr. 9: „Verbrauch an Rohstoffen und Art der bei den einzelnen Verfahren verwendeten Rohstoffe (einschließlich Wasser) sowie Energieeffizienz“) dahingehend interpretiert, dass die Wasserrückgewinnung einen anderen, höheren Stellenwert erlangt hat [Hahn, 2004]. Danach wäre bei der Textilveredlung und der Lederherstellung stärker als bisher darauf zu achten, die Spülwassermengen zu minimieren und niedrig belastete Spülwässer abzutrennen und wieder einzusetzen; allerdings sind mit beiden Ansätzen keine wesentlichen Reduzierungen der Schadstofffrachten zu erzielen. Allerdings darf grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass höher konzentriertes Abwasser (durch Wasserrückgewinnung) mit höherem Wirkungsgrad behandelt werden kann. Anzustreben wäre in jedem Fall die Minimierung des Wasserverbrauchs nach dem Stand der Technik. Es gibt durchaus Textilveredlungsbetriebe mit vergleichbarem Produktionsprogramm, deren spezifischer Wasserverbrauch in Liter Wasser je kg veredeltem Textilsubstrat um den Faktor 2-3 auseinander liegen. Beim Wasserrecycling wären ebenfalls medienübergreifende integrierte Aspekte zu berücksichtigen.

Ein weiteres Beispiel dazu aus einer anderen Branche stellt die Wasserrückführung beim Strangguss und Walzen eines Stahlwerkes dar. Es könnte seine Grenzen dort haben, wo für eine weitere Einengung der Wasserkreisläufe eine chemische Konditionierung erforderlich wird. Es gibt auch Fälle, in denen ein Stahlwerk im Staubereich eines Flusswasserkraftwerkes liegt und Grundwasserhaltung betreiben muss, weshalb die weitgehende Minimierung der Grundwasserförderung keine hohe Priorität haben kann. So wäre auch hier eine Gesamtschau der Sachverhalte geboten. Dem Wasserrecycling kommt nicht grundsätzlich eine Priorität vor anderen Aspekten wie Chemikalien- und Energieeinsatz zu. Die Abwasserverordnung sollte näher konkretisieren, wie das Wasserspargebot umzusetzen wäre.

4.5 Integrierte Betrachtung der aus den einzelnen Prozessen eines Betriebes abgeleiteten Schadstofffrachten

Bei den Anforderungen in den einzelnen Anhängen gibt es mitunter solche an bestimmte Teilströme, die insgesamt eine sehr geringe Relevanz haben (z.B. die Forderung nach Behandlung und Rückführung des Druckdeckenwaschwassers im Anhang 38) und dafür sehr relevante Teilströme, die nicht geregelt sind (z.B. das Abwasser aus der Drucknachwäsche in Textilveredlungsbetrieben, ebenfalls Anhang 38). Beim genannten Beispiel liegt dies an der sehr langen Diskussionsdauer zum Anhang 38, was dazu führte, dass bestimmte Regelungen nicht mehr zur Diskussion standen und relevante Teilstromanforderungen nicht mehr aufgenommen worden sind, um ein erreichtes Kompromissniveau nicht zu gefährden. Aus rein inhaltlich-fachlicher Sicht wäre der eine oder andere Anhang vor dem Hintergrund einer gesamtschaulichen integrierten Betrachtung zu überprüfen. Ein Beispiel dazu ist in 4.6 dargestellt.

4.6 Beispiel für eine integrierte, medienübergreifende Betrachtung

In 4.2 wird bereits auf die Problematik von kupferhaltigen Farbstoffen eingegangen. Sie wird im Folgenden noch detaillierter beleuchtet.

Eine große Textildruckerei leitet täglich mit 5000 – 7000 m³/d Abwasser 1 - 1,5 kg Kupfer in die öffentliche Kanalisation ein. Das ist in die gleiche Größenordnung wie die tägliche Kupferfracht, die aus allen Galvaniken in Baden-Württemberg resultiert. Durch die großen Gesamt-Abwassermengen des Betriebes werden die hohe Kupferfracht so weit verdünnt, dass die Anforderungen vor Vermischung nach Teil D (1) des Anhangs 38, also an der Einleitungsstelle in die öffentliche Kanalisation, sicher eingehalten werden.

Die Kupferbelastung rührt aus dem Einsatz von kupferhaltigen Farbstoffen, in der Regel Kupferphthalocyanin-Komplexfarbstoffe her. Nur ein kleinerer Teil der vor Ort aus mehreren Komponenten zubereiteten Druckpasten enthalten kupferhaltige Farbstoffe als Hauptfarbstoff (Größenordnung: 5%).

Tabelle 1 gibt an, an welchen Stellen Druckpasten ins Abwasser gelangen und welche dieser Stellen den Regelungen des Anhangs 38 unterliegen.

Tabelle 1: Stellen in einer Rotationsfilmdruckerei, an denen Druckpaste ins Abwasser gelangt

Stellen, an denen Druckpaste ins Abwasser gelangt	unterliegt der Regelung, Anhang 38
- Reinigung des Rührwerkes, das zur Homogenisierung der zubereiteten Druckpasten eingesetzt wird	nein
- Reinigung des Druckgeschirrs (Rakel und Schablonen)	ja
- Druckdeckenwäsche	ja
- Kübelwäsche (Kübel mit Resten an Druckpasten)	ja
- Drucknachwäsche	nein

Die in Tabelle 1 genannten Stellen sind folglich auch die Stellen, an denen Kupfer ins Abwasser gelangt. Eine detaillierte Kupferbilanz dieser Stellen liegt nicht vor. Die Mengen aus der Druckdeckenwäsche sind aber eher gering, während die Drucknachwäsche neben der Reinigung des Druckgeschirrs und der Kübel die Hauptquellen darstellen. Um die vorgenannte Fracht zu erreichen, müssen relativ große Mengen an kupferhaltigen Druckpasten ins Abwasser gelangen. Nimmt man eine Farbstoffkonzentration von 80 g/kg Druckpaste und einen Kupfergehalt des Farbstoffs von 5% (50 g Cu/kg Farbstoff) an, so müssen täglich über 250 kg kupferhaltige Druckpaste ins Abwasser gelangen. Dieser integrierten Betrachtung wird der Anhang 38 nicht gerecht, denn er verlangt zum einen die Behandlung eines schwach belasteten Teilstromes (Druckdeckenwäsche), während der hoch belastete aus der Drucknachwäsche nicht geregelt ist. Für die Rest-Druckpasten wiederum wird durch Teil D (2) des Anhangs 38 eine sehr hohe Elimination für Kupfer verlangt (>99%), was nicht in Relation dazu steht, für andere relevante Teilströme gar nichts zu verlangen. Durch eine integrierten Betrachtung könnten alle relevanten Anfallstellen berücksichtigt werden und eine Regelung getroffen werden, die die Fracht insgesamt minimiert.

Der angesprochene Betrieb betreibt die Minimierung der Rest-Druckpastenmenge durch Optimierung der zubereiteten Druckpastenmengen (möglichst geringe Übermenge) und durch

gezielte Wiederverwendung der Restdruckpasten. Die nicht vermeidbaren und nicht widerverwendbaren Rest-Druckpasten bringt er in den kommunalen Faulturm ein, was in der entsprechenden wasserrechtlichen Erlaubnis geregelt ist. Für kupferhaltige Rest-Druckpasten ist dies aufgrund der Regelungen im Anhang 38 nicht möglich; insbesondere Teil D (2) steht dem im Wege. Dies gilt auch für Druckpasten, die kupferhaltige Farbstoffe nicht als Hauptfarbstoff, sondern als Nuancierfarbstoff enthalten. Damit wäre die Behandlung im Faulturm verschlossen, was aber gesamtökologisch wohl wenig Sinn macht. Denn die kupferhaltigen Rest-Druckpasten können sinnvollerweise nur in einer dem Stand der Technik entsprechenden Verbrennungsanlage entsorgt werden, so wie der Klärschlamm auch. Deshalb stellt sich die Frage, ob die Unterscheidung ‚kupferhaltige/kupferfreie Rest-Druckpasten‘ wirklich Sinn macht. Dies erfordert den in 4.2 bereits angesprochenen Paradigmawechsel (den Klärschlamm möglichst sauber zu halten) für die Fälle, in denen der Klärschlamm nach dem Stand der Technik verbrannt wird. Diesem Ansatz folgend wäre der Anhang 38 zu modifizieren. Zum einen sollten alle kupferhaltigen Teilströme berücksichtigt werden und der beste Verminderungseffekt insgesamt angestrebt werden und zum anderen könnte die Unterscheidung ‚kupferhaltig-kupferfrei‘ für die anaerobe Behandlung mit anschließender Verbrennung fallen. Zumindest sollte dieser Ansatz näher geprüft werden.

5. Schlussfolgerungen und Thesen

Zum Erreichen eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt, ist die gesamte Entsorgungskette zu betrachten. Dies ist aber mit der jetzigen Konstruktion des Abwasserrechts nicht möglich, da der § 7a WHG nur für Direkteinleiter gilt und die Indirekteinleiter länderspezifische Regelungen einzuhalten haben. Nur in drei Bundesland ist im Wassergesetz oder in der Indirekteinleiterverordnung festgelegt, dass die Vorgaben der Abwasserverordnung unmittelbar auf Indirekteinleiter anzuwenden sind. Man spricht dann von „analoger Anwendung“. In Baden-Württemberg z.B. steht in der Indirekteinleiterverordnung in § 2 (Anforderungen nach der Abwasserverordnung): *„Bei Abwasser, für das in der Abwasserverordnung (AbwV) vom 21. März 1997 (BGBl. I S. 566) in der jeweils geltenden Fassung für den Ort des Anfalls des Abwassers oder vor seiner Vermischung Anforderungen festgelegt sind, gelten diese und die allgemeinen Anforderungen und Regelungen der Abwasserverordnung auch für Indirekteinleiter“* [IndVO, 1999].

Aber selbst bei der analogen Anwendung bleibt das indirekteinleiterspezifische Umfeld wie Dichtigkeit der Kanalisation, Regenwasser- und Mischabwasserüberläufe, spezifische Nutzung von Infrastrukturelementen der kommunalen Kläranlage (insbesondere der Faulturm zur Behandlung von Konzentraten), die energetischen Aspekte der Einleitung von Abwasser, die hohe Gehalte an leicht abbaubaren Stoffen aufweisen, unberücksichtigt. Der Bund müsste hier in § 7a Abs. 4 WHG den Ländern weitere Vorgaben zur integrierten, medienübergreifenden Betrachtung machen, da ein stärkeres Durchregeln in den Indirekteinleiterbereich hinein wegen der gegebenen Rahmengesetzgebungskompetenz offenbar nicht möglich ist. Dies bedeutet, dass hier nicht nur die Abwasserverordnung, sondern auch § 7a WHG weiter zu entwickeln wären.

Die unterschiedlichen Rechtskonstruktionen im Indirekteinleiterbereich tragen bereits zu einem nicht einheitlichen Vollzug bei, der durch weitere Unterschiede hinsichtlich Organisation und Rahmenbedingungen um so mehr divergiert.

Es ist zu prüfen, wie die Abwasserbelastung durch Anforderungen an diejenigen chemischen Stoffe reduziert werden kann, die in den der Textilveredlung vorgelagerten Stufen zum Einsatz kommen.

Die zur Textilveredlung eingesetzten chemischen Stoffe (Textilhilfsmittel) sollten stärker als bisher nach ihrer Gewässerrelevanz beurteilt werden.

Das Wasserspargebot ist in der Abwasserverordnung und in den Anhängen stärker als bisher zu verankern. Allerdings ist auch hier die Gesamtschau, sprich die integrierte, medienübergreifende Betrachtung notwendig.

Bei der Einleitung von konzentrierten Abwässern in relevanter Menge, die biologisch leicht abbaubare Stoffe enthalten, ist der Aspekt des Energieverbrauchs und des erhöhten Schlamm-anfalls zu berücksichtigen.

Anhänge, bei denen die Anforderungen integrierten Betrachtungen nicht standhalten, wären zu überarbeiten. Dabei sind die Systemgrenzen für die integrierte Betrachtung möglichst weit zu ziehen.

6. Literatur

- [Hahn, 2004] Hahn, J: Neukonzeption der Abwasserverordnung gemäß § 7a WHG, wlb (2004), Nr. 5, S. 14-18
- [Hintergrundpapier Anhang 38, 2003]
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der LAWA
Textilherstellung, Textilveredlung
Hinweise und Erläuterungen zu Anhang 38 zur Abwasserverordnung, Bundesanzeiger
Verlagsgesellschaft mbH, Köln (2003)
- [IndVO, 1999] Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg über das Einleiten von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen (Indirekteinleiterverordnung – IndVO)
GBl. (1999), S. 181-182
- [Joas, 1992] Strategische Herausforderungen in der Textilindustrie, tpi 47 (1992), S. 411-418
- [Schönberger, 1994]
Schönberger, H.; Kaps, U.
Reduktion der Abwasserbelastung in der Textilindustrie, UBA-Texte 3/94 (1994)
- [Schönberger, 1998]
Zur Abwasserfrage der Textilveredlungsindustrie
VDI-Fortschrittsberichte Reihe 14: Umwelttechnik, Nr.196 VDI Verlag, Düsseldorf (1998)
- [Schönberger, 2001]
Die gegenwärtige Verbrauchs- und Emissionssituation der deutschen Textilveredlungsindustrie
UBA-Texte 28/01 (2001)
- [Schönberger/Schäfer, 2003]
Beste verfügbare Techniken in Anlagen der Textilindustrie, Abschlussbericht zum
Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes 20094329, UBA-Texte 13/03 (2003)
- [Umweltschutz in der Textilveredlung, 2002]
Umweltschutz in der Textilveredlung - Leitfaden für Umweltbehörden (mit Materialband)
Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (2002)

Eintrag und Elimination von gefährlichen Stoffen vor dem Hintergrund der Verminderung/Vermeidung von Schadstoffeinträgen aus kommunalen Abwasseranlagen in Nordrhein-Westfalen

Prof. Dr. Hans Fahlenkamp, Christoph B. Hannich, Tobias Nöthe, Dr. Thomas Ries

1 Einführung

Mit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) am 22.12.2000 fiel der Startschuss für eine grenzüberschreitende Gewässerpolitik in Europa [EU-WRRL, 2000]. Ein wesentliches Ziel der Richtlinie ist es, eine ökologisch-nachhaltige Wasserwirtschaft auf hohem Standard zu etablieren. Für Oberflächengewässer bedeutet dieses, einen „guten chemischen Zustand“ und einen „guten ökologischen Zustand“ innerhalb von 15 Jahren nach Inkrafttreten der Richtlinie zu erreichen.

Nachdem die kommunalen Kläranlagen in den vergangenen Jahren zur Stickstoff- und Phosphorelimination ausgebaut wurden, stellt sich folglich die Frage nach ihrer Eliminationsleistung bezüglich einer Vielzahl im Abwasser detektierter Spurenschadstoffe, wie z.B. endokrin wirksamer Substanzen und Pharmazeutika-Rückständen. So konnten im Rahmen von Untersuchungsprogrammen des Bundes und der Länder zum Auftreten von Arzneistoffen in der Umwelt kommunale Kläranlagen als wichtige Quelle des Eintrages von Arzneistoffen in die aquatische Umwelt bestätigt werden [BLAC, 2003].

- In welchen Konzentrationen liegen diese Stoffe im Abwasser vor ?
- Wie ist die Eliminationsleistung kommunaler Kläranlagen für diese Stoffe ?
- Wie gefährlich sind sie für die aquatische Umwelt ?
- Welche Möglichkeiten zur Elimination bestehen ?

Diesen Fragen geht das Forschungsvorhaben „Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen“ nach. Das Vorhaben wird gefördert vom »Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen« (MUNLV NRW) und gemeinsam von der »Universität Dortmund«, der »Deutsche Projekt Union GmbH« und dem »Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen« (LUA-NRW) bearbeitet.

Im Rahmen des Untersuchungsprogramms wird auf zwei Großklärwerken mit einer jeweiligen Kapazität von mehr als 1 Mio. EW das Verhalten verschiedener organischer Spurenschadstoffe untersucht. Die untersuchten Stoffe sind im Sinne der EU-WRRL den ‚gefährlichen Stoffen‘ zuzuordnen. Als ‚gefährliche Stoffe‘ werden dabei Stoffe oder Stoff-Gruppen eingestuft, die persistent, toxisch und bio-akkumulierend sind oder ähnlichen Anlass zur Besorgnis geben. Der Begriff ‚toxisch‘ schließt die klassischen Effekte wie Mutagenität, Karzinogenität oder chronische Toxizität und Wirkungen auf das hormonelle System ein.

2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Ziel dieses Untersuchungsprogramms ist es, den Eintrag und die Elimination von ‚gefährlichen‘ Stoffen in exemplarisch ausgewählten kommunalen Kläranlagen zu erfassen und zu bewerten. Die Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen sind hinsichtlich verschiedener Qualitätsziele zu bewerten. Dabei wird der Klärschlamm als Produkt der Abwasserreinigung auf Basis bestehender Werte in die Betrachtung mit einbezogen.

Bei der Stoffauswahl werden sowohl die bestehenden gesetzlichen Grundlagen, wie der Anhang X der prioritären Stoffe zur EU-WRRL berücksichtigt, als auch aktuell in der Diskussion stehende Stoffe erfasst, wie z.B. die pharmaceutical and personal care products.

Als Untersuchungskläranlagen dienen mit dem Klärwerk Düsseldorf-Süd und dem Großklärwerk Köln-Stammheim zwei kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von über 1 Mio. Einwohnerwerten (EW). Eine Darstellung der Verfahrensschaltung der ausgewählten Anlagen kann den Abb.1 und Abb.2 entnommen werden.

Insgesamt sind je Parameter zwischen 5 und 12 Proben, überwiegend 24h-Mischproben (24h MP), je Kläranlage und Messstelle zu entnehmen und zu analysieren. Erfasst werden über 70 Einzelsubstanzen, die in **Tabelle 5** zusammengestellt sind.

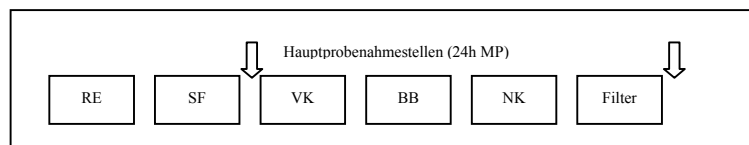


Abbildung 1: Anlagenkonfiguration Klärwerk Düsseldorf-Süd

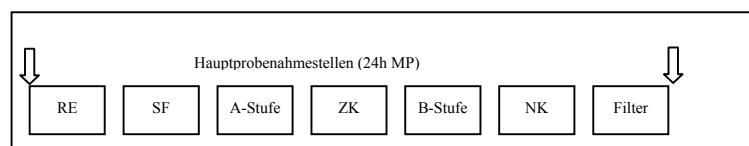


Abbildung 2: Anlagenkonfiguration GKW Köln-Stammheim

Die wichtigsten Ergebnisse für ausgewählte Stoffe werden im Folgenden dargestellt und erläutert.

3 Ergebnisse des Forschungsvorhabens

3.1 Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

Im Zulauf der betrachteten Kläranlagen können erhebliche Konzentrationen an LAS nachgewiesen werden (KW Düsseldorf-Süd: 6700 µg/l, GKW Köln-Stammheim: 3000 µg/l). Im Ablauf der Kläranlagen liegen die Konzentrationen mit Werten von weniger als 25 µg/l für die LAS unterhalb der Bestimmungsgrenze. Trotz der unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen ergibt sich für beide Klärwerke eine LAS-Elimination von über 99 %.

Die Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Wegen der geringen akuten aquatischen Toxizität sind diese Ablaufkonzentrationen nicht als besorgniserregend zu bewerten. Der PNEC-Wert (Predicted No Effect Concentration) von 250 µg/l wird deutlich unterschritten.

3.2 Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)

In beiden Klärwerken lässt sich eine Reduzierung der DEHP-Konzentrationen von über 95 % feststellen. Die Median-Werte der Zu- und Ablaufkonzentrationen sind in **Abbildung 3** vergleichend dargestellt.

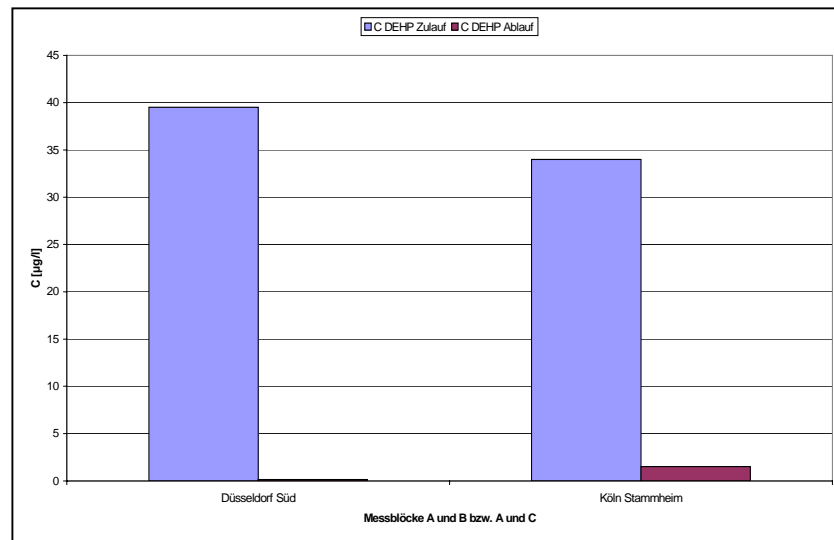


Abbildung 3: Mediane der DEHP Konzentrationen der Klärwerke

DEHP gilt unter aeroben und anaeroben Bedingungen als biologisch abbaubar. Diese Tatsache lässt sich durch die ermittelten Messwerte belegen. Allerdings können auch im Schlamm der genannten Klärwerke erhebliche Konzentrationen an DEHP nachgewiesen werden. Im Klärprozess ist somit von einer Kombination von Abbau und Rückhalt durch Adsorption am Belebtschlamm auszugehen. Eine genauere Bilanzierung des DEHP in der Kläranlage kann nur anhand weiterer Messungen in den einzelnen Verfahrensschritten der Kläranlage erfolgen.

Die Ablaufkonzentrationen des DEHP liegen nach Abzug von Blindwerten im Bereich unter 0,32 µg/l. Aufgrund von Konzentrationen im Oberflächengewässern von bis zu 1,2 µg/l [UBA-Forschungsbericht 29828245, 2001] sind Kläranlagen demnach als nicht unerheblicher Eintragspfad für DEHP zu beachten. DEHP ist als endokriner Stoff im Anhang X der EU-WRRL gelistet und wird als ‚prioritär gefährlich‘ geführt. Für solche Stoffe sollen, sofern sie - wie DEHP - anthropogen sind, Konzentrationen nahe Null erreicht werden. Ob dieses bei dem ubiquitären Vorkommen des DEHP in der Umwelt möglich ist, bleibt abzuwarten.

Das Ziel, die Emission der Kläranlagen über den Wasserweg weiter zu verbessern, scheint bei Abbauraten von bis zu 99 % zunächst wenig wahrscheinlich. Eine Berücksichtigung der möglichen Metabolite des DEHP und weiterer Weichmacher kann jedoch zu einer anderen Zielbewertung führen.

3.3 Organische Zinnverbindungen

Untersucht werden die zinnorganischen Verbindungen Tetrabutylzinn (TTBT), Tributylzinn-Kation (TBT), Dibutylzinn-Kation (DBT), Monobutyl-Kation (MBT), Monoctyl-Kation (MOT), Dioctyl-Kation (DOT), Tricyclohexylzinn-Kation (THT), Triphenylzinn-Kation (TPT).

In den Abwässern der Kläranlage Köln und Düsseldorf sind Positivbefunde nur für das Dibutyl- und das Monobutylzinn-Kation zu detektieren; die anderen fünf zinnorganischen Verbindungen liegen sowohl im Zulauf als auch im Ablauf unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,010 µg/l.

Für Dibutylzinn findet man im Ablauf keine Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze; somit kann von einer Elimination von mehr als 98 % ausgegangen werden, sofern die Zulaufwerte mit dem Untersuchungsbereich korrespondieren. Für Monobutylzinn errechnet sich in der Kläranlage Düsseldorf nur eine Elimination von 65 %. In Köln sind die Zulaufwerte von Monobutylzinn ähnlich den Werten der Kläranlage Düsseldorf. Die Eliminationsrate ist hier jedoch mit über 90 % wesentlich höher.

Tributylzinn, welches vor allem als Bestandteil von Antifouling-Farben und als Konservierungsmittel bei Dispersionsfarben eingesetzt wird, findet heute in Deutschland keine Verwendung mehr; in der EU ist jedoch noch ein eingeschränkter Einsatz dieser Substanz erlaubt. So wird z.B. in den Niederlanden Triphenylzinn in der Landwirtschaft verwendet [Müller, 2002].

Beide Substanzen können in den untersuchten Kläranlagen in der wässrigen Phase nicht nachgewiesen werden.

Auf Grund der zunehmenden Wasserlöslichkeit der Organozinnverbindungen mit steigender Anzahl der Halogenatome ist zu erklären, dass für Monobutylzinn noch höhere Konzentrationen im Ablauf nachweisbar sind. Doch stellt auch für die Mono- und Dibutylzinnverbindungen der Faulschlamm eine erhebliche Senke dar, wie den Ergebnissen der Faulschlammproben zu entnehmen ist.

3.4 Triclosan

Die Eliminationsleistung für das Desinfektionsmittel Triclosan der Kläranlagen Düsseldorf-Süd und Köln-Stammheim, bezogen auf den Median-Wert der 24h-Gesamtzu- und -ablaufproben, beträgt für beide Anlagen in etwa 97 % (**Abbildung 4**).

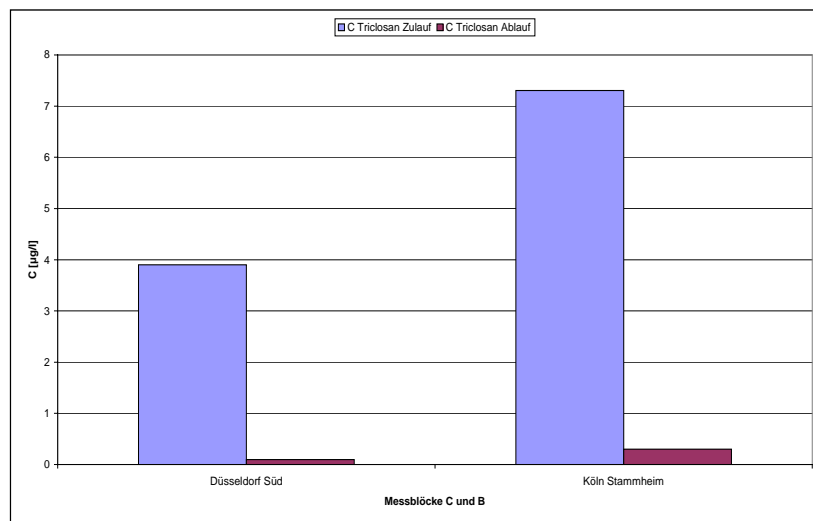


Abbildung 4: Mediane der Triclosan-Konzentrationen der Klärwerke

Sowohl die im Rahmen des Projektes durchgeführten Untersuchungen als auch die Ergebnisse von Schullerer u. a. [Schullerer, 2003] zeigen, dass Kläranlagen zwar Triclosan zu über 90 % entfernen, aber trotzdem einen Eintragspfad hierfür in die Umwelt darstellen. Zum einen finden sich geringe Konzentrationen in allen Ablaufproben, zum anderen kann Triclosan, solange es noch zur Nutzung von Klärschlamm in der Landwirtschaft kommt, über diesen Pfad in die Umwelt eingetragen werden.

Des Weiteren zeigten bereits die Untersuchungen in Baden-Württemberg, dass es auch zu Bioakkumulationen in der Pflanzenwelt kommt. Auf aquatische Organismen wirkt Triclosan zudem toxisch.

Es besteht die Möglichkeit, dass durch den permanenten Eintrag von geringen Konzentrationen an Triclosan in die Umwelt die bakterizide Wirkung von Triclosan durch Resistenzbildung verloren geht.

3.5 Synthetische Moschusduftstoffe

In **Tabelle 1** sind die Eliminationsraten, die sich aus den Medianen der Messungen auf den Klärwerken ergeben, zusammengefasst.

Tabelle 1: Abbauraten für synthetische Moschusduftstoffe

	HHCB	AHTN	Moschus-Xylol	Moschus-Keton
Köln [%]	72	82	> 92	49
Düsseldorf [%]	61	71	88	33

Die vier im Rahmen des Messprogramms observierten synthetischen Moschusverbindungen sind mit Ausnahme von Moschus-Xylol in allen Abwasserproben sowohl des Zu- als auch des Ablaufs oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,002 µg/l nachzuweisen; Moschus-Xylol ist

dagegen nur in den Abwasserproben des Zulaufs zu detektieren. Die höchsten Konzentrationen im Zulauf werden für die polycyclische Moschusverbindung Galaxolid (HHCB) gefunden. Diese Beobachtung korreliert mit den Verbrauchszahlen für HHCB, die wesentlich höher liegen als für Tonalid (AHTN) und die Nitromoschusverbindungen.

Der Vergleich der Zu- und Ablaufkonzentrationen zeigt, dass Moschus-Xylol, welches im ng/l-Bereich in die Kläranlagen gelangt, gut eliminiert wird; dagegen können für HHCB und vor allem für Moschus-Keton nur geringere Eliminierungsraten für die wässrige Phase ermittelt werden.

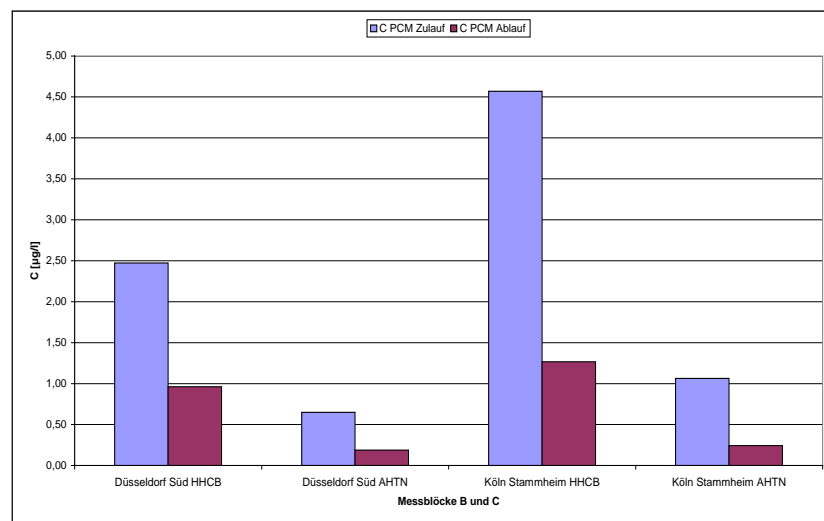


Abbildung 5: Mediane der Polyzyklischen Moschusduftstoffe im Zu- und Ablauf der Klärwerke

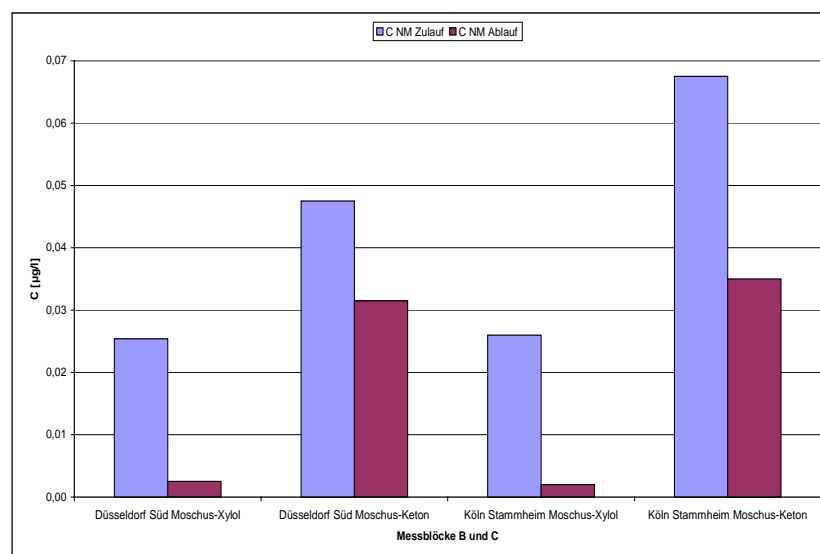


Abbildung 6: Mediane der Nitromoschusverbindungen im Zu- und Ablauf

Die Elimination der synthetischen Moschusverbindungen scheint vorrangig über die Adsorption am Klärschlamm zu erfolgen. Eine denkbare Erklärung hierfür liefert die Reduzierung der Nitromoschusverbindungen zu Aminoverbindungen. In der Literatur werden Schlammkonzentrationen für AHTN und HHCB zwischen 1 bis 30 mg/kg TS angegeben, für die Moschus-Xylol und Moschus-Keton schwanken die Angaben zwischen der Bestimmungsgrenze (BG) und 60 µg/kg [Balk, 2001].

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die Kläranlagen einen Eintragspfad für die synthetischen Moschusverbindungen in die Umwelt darstellen. Aufgrund der hohen ($\log P_{OW}$)-Werte kommt es bei dieser Verbindungsgruppe zur Bioakkumulation; des Weiteren sind die Stoffe ubiquitär nachweisbar. Ein für die Moschusverbindungen durchgeführtes Umwelt-Risiko-Assessment [Balk, 2001] ergab allerdings weder für Oberflächengewässer und Sedimente, noch für Fische ein MEC/PNEC-Verhältnis von über 1. Bezogen auf diese Untersuchungen kann von einem geringen Risiko für die Umwelt nach dem derzeitigen Stand der Kenntnisse ausgegangen werden.

3.6 Bisphenol A

Für die Kläranlagen zeigt sich sowohl bei der Konzentrations- als auch bei der Fracht-Betrachtung eine Elimination des Bisphenol A von 97 % bzw. 93 %. Die registrierte, rechnerisch höhere Elimination im Klärwerk Düsseldorf ist dabei nicht auf die besseren Ablaufwerte, sondern auf die höheren Zulaufkonzentrationen zurückzuführen. In **Abbildung 7** sind die Mediane der Zu- und Ablaufkonzentrationen der untersuchten Kläranlagen vergleichend zusammengestellt.

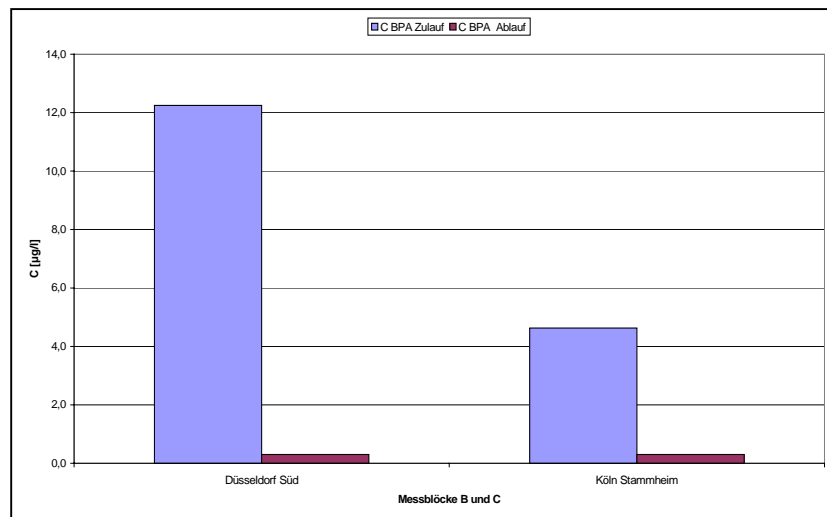


Abbildung 7: Mediane der Bisphenol A Konzentrationen in den Klärwerken

Die Literatur beschreibt einen möglichen biogenen Abbau von Bisphenol A, aber auch eine Sorption an Klärschlamm. Anhand der Messwerte des Forschungsvorhabens kann ebenfalls eine Elimination des Bisphenol A belegt werden. Eine Anreicherung im Klärschlamm ist anhand der vorliegenden Daten des Landesumweltamts (LUA-NRW) nicht zu bestätigen. Zur genaueren Bilanzierung der Elimination von Bisphenol A über die Kläranlage besteht somit

noch Bedarf an weiterer Aufklärung, insbesondere an Proben aus den einzelnen Verfahrensstufen der Kläranlagen einschließlich der Schlammphase.

Festzustellen ist aber, dass beide Kläranlagen trotz der im Vergleich zur Literatur höheren Zulaufkonzentrationen eine Elimination von Bisphenol A erreichen, die zu Ablaufkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze führen.

Die Abläufe beider Kläranlagen weisen Konzentrationen von weniger als 0,3 µg/l auf. Unter Berücksichtigung der gesamten ermittelten Messdaten einschließlich der Stichproben sind die Ablaufkonzentrationen in der Nähe der Bestimmungsgrenze einzuordnen. Im Vergleich zu den Konzentrationen in Oberflächengewässern von 0,0867 µg/l [Holtey-Weber et al., 2000] bis 0,776 µg/l [ARGE, 2000] ist bei der Elimination in beiden untersuchten Kläranlagen von einem nicht vernachlässigbaren Einfluss auf die Gewässerbelastung auszugehen. Aufgrund der Oberflächenkonzentrationen, die teilweise im Bereich der diskutierten PNEC-Werte (Predicted No Effect Concentration) von 0,1 µg/l oder 1,6 µg/l liegen, ist eine weitere Reduzierung der Konzentrationen in den Gewässern über eine Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlagen anzustreben. Zum Nachweis einer verbesserten Elimination in Kläranlagen sind dabei allerdings die Bestimmungsgrenzen im Abwasser auf Werte deutlich unterhalb von 0,3 µg/l abzusenken.

3.7 Alkylphenole

Es wird deutlich, dass für Nonylphenol eine erhebliche Elimination auf beiden Kläranlagen eintritt. Dabei liegt die rechnerische Eliminationsrate des Klärwerks Düsseldorf-Süd mit 92 % über der des Großklärwerks Köln-Stammheim (84 %), was besonders auf die höhere Zulaufkonzentration zurückzuführen ist.

Die Eliminationsleistung der beiden Kläranlagen bezüglich Nonylphenol wird in der **Abbildung 8** anhand der Medianwerte vergleichend dargestellt.

Die Eliminationsleistung der beiden betrachteten Kläranlagen bezüglich Octylphenol liegt für das Klärwerk Düsseldorf-Süd mit über 95 % trotz der höheren Ablaufkonzentrationen über der des GWK Köln-Stammheim (> 73 %), was in erster Linie wiederum auf die deutlich höheren Zulaufkonzentrationen zurückzuführen ist. Insgesamt ist die Zulaufkonzentration an Octylphenol mit Medianen von 1,9 µg/l auf dem Klärwerk-Düsseldorf Süd und 0,16 µg/l auf dem Klärwerk Köln- Stammheim deutlich geringer als für Nonylphenol.

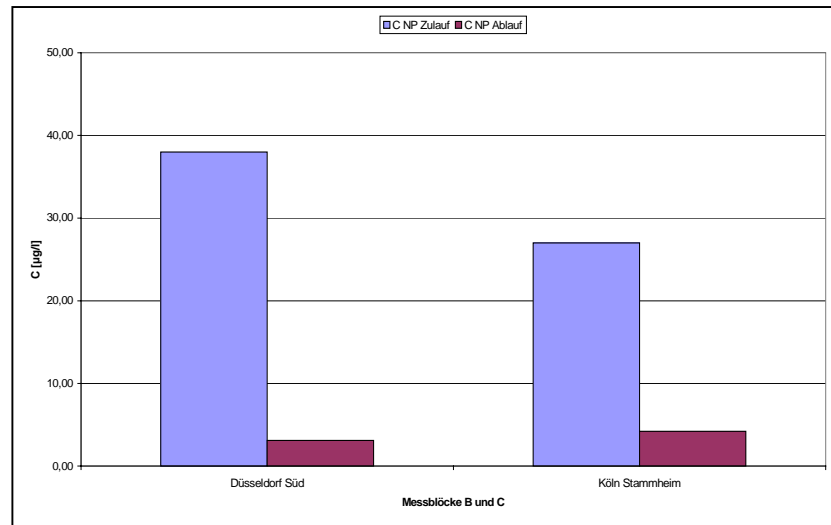


Abbildung 8: Nonylphenol-Mediane im Zu- und Ablauf der Klärwerke

Da Alkylphenole Abbauprodukte der Alkylphenoethoxylate sind, und die korrespondierende Umwandlung auch innerhalb der Kläranlage zu erwarten ist, kann eine vollständige Bilanzierung zwischen Zu- und Ablauf der Kläranlage nur unter Einbeziehung der entsprechenden Alkylphenoethoxylate erfolgen. Im laufenden Messprogramm des Forschungsvorhabens wird darauf vorerst verzichtet. Für das weitere Vorhaben ist auch die Erfassung der Ethoxylate beabsichtigt.

Die bisher ermittelten Eliminationsraten zwischen Zu- und Ablauf enthalten somit alle Prozesse innerhalb der Kläranlage, wie Eintrag, Neubildung, Abbau und Rückhalt.

Trotz der rechnerischen Elimination von 84 und 92 % für Nonylphenol scheint bei Betrachtung der Ablaufwerte eine Verbesserung der Eliminationsleitung wünschenswert und möglich.

Die gemessenen Schlammkonzentrationen lassen dabei die Folgerung zu, dass ein wesentlicher Betrag zur Elimination aus Sorptionseffekte am Klärschlamm resultiert, wobei auch der Abbau der Nonylphenoethoxylate zu Nonylphenol unter anaeroben Bedingungen zu berücksichtigen ist.

Bezüglich Nonylphenol sind bei den festgestellten Ablaufkonzentrationen (Mediane: 3,1 µg/l und 4,2 µg/l) die Kläranlagen als wesentlicher Eintragungspfad in die Gewässer einzustufen. Diese Folgerung erfährt auch Bestätigung bei Betrachtung der Nonylphenol-Konzentrationen in Gewässern: Der Entwurf des EU-Risk-Assessment Report schlägt einen Nonylphenol-PNEC-Wert für Oberflächengewässer von 0,33 µg/l vor. Mit diesem PNEC-Wert sollten, so das Ergebnis der Untersuchungen, Fische vor estrogenen Effekten geschützt sein [ATV-DVWK-Arbeitsgruppe IG-5.4, 2002]. Eine weitere Reduzierung der Nonylphenol-Emissionen in die Gewässer ist somit anzustreben. Dazu könnte die Reduzierung der Kläranlagenabläufe beitragen. Für Octylphenol liegen die Ablaufkonzentrationen der untersuchten Kläranlagen bereits im Bereich der angewendeten Bestimmungsgrenzen. Zur detaillierteren Beurteilung von Octylphenol, welches zur Zeit als ‚prioritär gefährlicher‘ Stoff des Anhang X der EU-WRRL geführt wird und somit Konzentrationen im Gewässer nahe Null aufweisen sollte, ist die Verbesserung, d.h. die Senkung der analytischen Bestimmungsgrenze für Kläranlagen-Ablaufproben erforderlich.

3.8 Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Wie **Abbildung 9** zu entnehmen ist, liegen die meisten PAK-Konzentrationen im Zulauf des Klärwerks Düsseldorf bereits nahe der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l oder darunter. Einzig Naphthalin, Phenanthren, Pyren und Fluoranthen weisen Konzentrationen deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze auf. Im Ablauf der Kläranlage Düsseldorf sind nur noch für Naphthalin und Phenanthren Konzentrationen von über 0,01 µg/l zu detektieren. Für diese Stoffe kann daraus eine Elimination von mehr als 92 % ermittelt werden.

Im Zulauf zum Großklärwerk Köln-Stammheim können nur noch Naphthalin und Phenanthren oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Die Zulaufkonzentrationen liegen hier allerdings um den Faktor 4 niedriger als im Klärwerk Düsseldorf-Süd. Im Ablauf des GWK Köln-Stammheim liegen die Konzentrationen aller PAK unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,02 µg/l. Die Eliminationsrate für Naphthalin und Phenanthren errechnet sich zu > 78 % bzw. > 83 %.

Der wesentliche Eliminationsweg der PAK ist in der Belebungsstufe zu sehen. Dabei wird je nach Ringanzahl der PAK unterschieden zwischen einem Abbau in der Belebungsstufe (zwei bis vier Ringe) und der vornehmlichen Adsorption an Belebtschlamm für die höher kondensierenden Verbindungen.

Die besonders stark karzinogen einzustufenden PAK Benz(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Dibenzo(a,h)anthracen und Indeno(1,2,3-c,d)pyren, die auch Bestandteil der Trinkwasserverordnung sind, werden in keinem der Kläranlagenabläufe oberhalb der Bestimmungsgrenzen detektiert und zeigen auch im Klärschlamm keine auffälligen Konzentrationen.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass es bei den PAK trotz niedriger Zulaufkonzentrationen zu Anreicherungen im Klärschlamm kommen kann. Von den im Klärwerk Düsseldorf im Zulauf deutlich nachgewiesenen PAK Naphthalin, Phenanthren, Pyren und Fluoranthen werden nur zwei in der Gewässerqualitätsverordnung (GewQV) geführt. Beide unterschreiten erfreulicherweise im Ablauf das dort festgelegte Qualitätsziel (Tabelle 2).

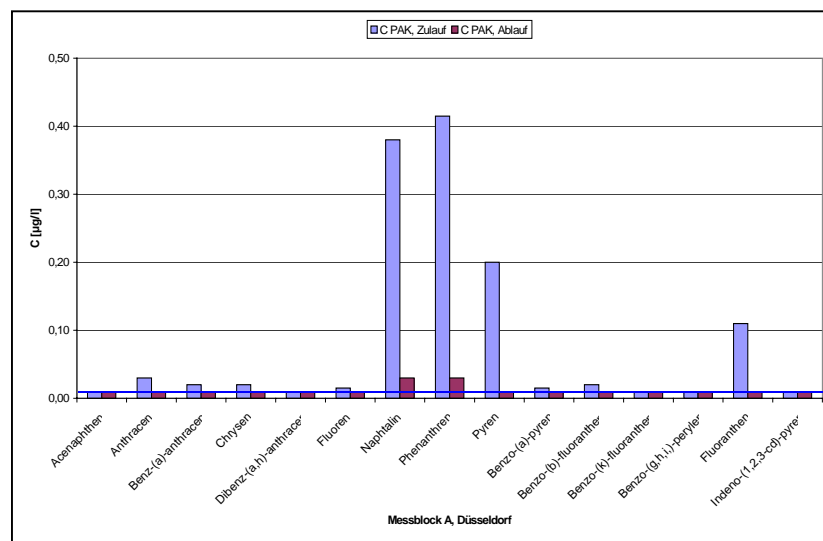


Abbildung 9: Mediane der PAK Konzentrationen im Zu- und Ablauf des KW Düsseldorf-Süd

Unter Berücksichtigung der ermittelten Ablaufkonzentrationen der Kläranlage und dem bekannten und erneut nachgewiesenen Anreicherungsverhalten der PAK im Klärschlamm ist der Eintragungspfad „Kläranlage“ für PAK nicht als kritisch zu bewerten.

Tabelle 2: Vergleich der Ablaufkonzentrationen ausgew. PAK mit Qualitätszielen der GewQV

	Median Ablauf KW Düsseldorf [$\mu\text{g/l}$]	QZ nach GewQV [$\mu\text{g/l}$]
Naphthalin	0,03	1
Fluoranthen	< 0,01	0,025

3.9 Pharmaka

Während der Durchführung des Messprogramms werden vom LUA-NRW 19 pharmazeutische Wirkstoffe und ein Metabolit aus unterschiedlichen Indikationsgruppen bestimmt. Von den sieben untersuchten Antibiotika sind Positivbefunde für fünf Antibiotika sowohl im Abwasser des Zulaufs als auch des Ablaufs festzustellen. Nicht nachzuweisen sind die Sulfonamide Sulfadiazin und Sulfamethazin; **Abbildung 10** zeigt die Medianwerte der Zu- und Ablaufkonzentrationen für das Großklärwerk Köln-Stammheim.

In **Abbildung 11** sind die entsprechenden Mediane für die β -Rezeptorblocker dargestellt. Das dieser Stoff-Gruppe subsumierte Nadolol ist oberhalb der Bestimmungsgrenze nicht nachzuweisen; Propranolol liegt hingegen im Bereich der Bestimmungsgrenze von $0,05 \mu\text{g/l}$.

In **Abbildung 12** sind die Medianwerte für die Antirheumatika Diclofenac, Ibuprofen und Naproxen, sowie den Lipidsenker Bezafibrat und den Metabolit Clofibrinsäure mit den Ergebnissen für das Antiepileptikum Carbamazepin und das Analgetikum Phenazon zusammengefasst. Für Bezafibrat und Ibuprofen sind im Großklärwerk Köln-Stammheim eine Eliminationsrate von über 90 % zu ermitteln. Keine bzw. eine geringe Elimination ist für Carbamazepin und Clofibrinsäure festzustellen.

Auf dem Klärwerk Düsseldorf-Süd werden die Proben nur auf eine eingeschränkte Auswahl an Pharmaka analysiert. Die Ergebnisse entsprechen weitgehend denen des Großklärwerks Köln-Stammheim.

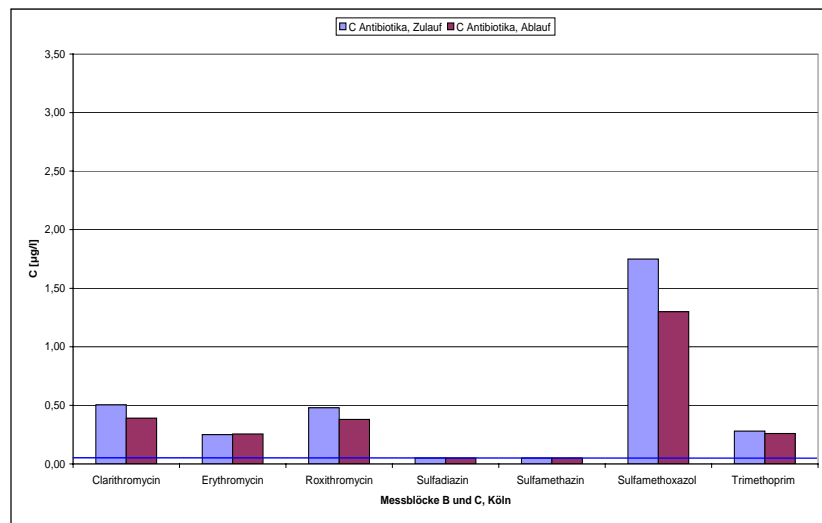


Abbildung 10: Antibiotika-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des GWK Köln-Stammheim

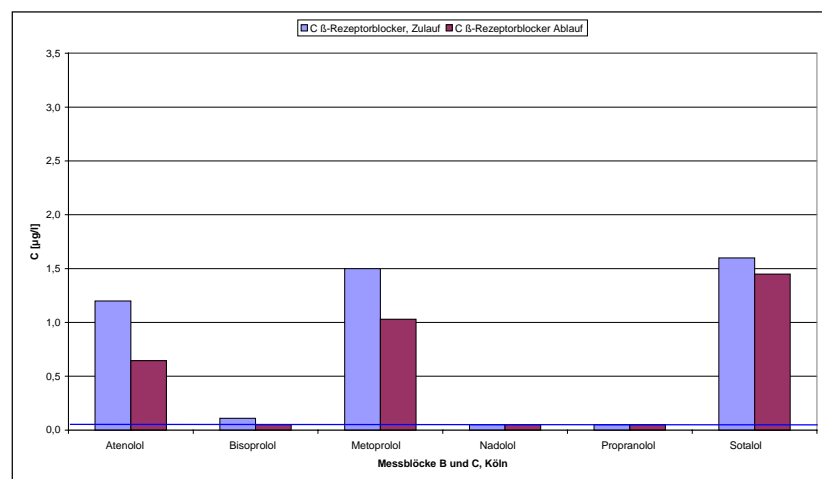


Abbildung 11: β-Rezeptorblocker-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des GWK Köln-Stammheim

Die nachgewiesenen Konzentrationen liegen deutlich unter der human-therapeutischen Dosis, dennoch können diese geringen Konzentrationen Auswirkungen auf die aquatische Umwelt haben. Bei einer Risikobewertung ist zu berücksichtigen, dass in der Regel nur die Auswirkungen eines Wirkstoffes auf ein oder mehrere Testorganismen geprüft werden. Die Kombinations-Wirkung von mehreren, gleichzeitig vorliegenden Spuren-Pharmaka wird dabei weitgehend außer Betracht gelassen.

Für eine Vielzahl der nicht oder nur wenig eliminierten Pharmaka wird auch im kürzlich erschienenen Bericht „Arzneimittel in der Umwelt“ des Bund/Länderausschusses für Chemikaliensicherheit [BLAC, 2003] eine erhöhte Umweltrelevanz festgestellt.

Zur Zeit sind in Deutschland ca. 2.900 unterschiedliche pharmazeutische Wirkstoffe im Human- und Veterinärbereich zugelassen [Rote Liste, 2002]. Für die Einzelsubstanzen beläuft sich die jährliche Verbrauchsmenge teilweise auf mehrere Tonnen.

Die Pharmaka werden teilweise zu hohen Prozentsätzen nach der medizinischen Indikation wieder unmetabolisiert ausgeschieden. Metabolisierte Wirkstoffe, so z.B. Glucuronide, werden in der Kläranlage gespalten und es kommt zur Freisetzung des Wirkstoffes [Möhle, 1999]. Eine im Klärprozess gute Eliminationsrate kann nur für einen geringen Teil der untersuchten Verbindungen festgestellt werden, so für Bezafibrat und Ibuprofen.

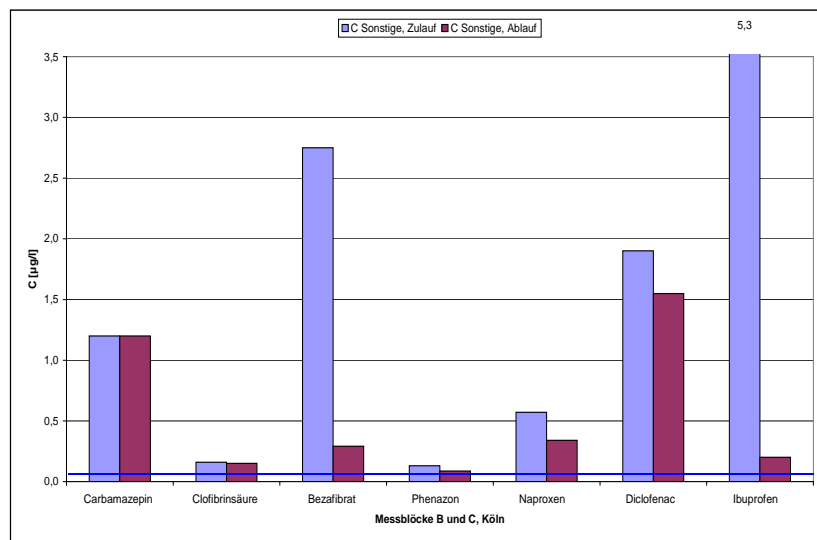


Abbildung 12: Pharmaka-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des GWK Köln-Stammheim

3.10 Organophosphate

In **Abbildung 13** und **Abbildung 14** sind die Medianwerte der Zu- und Ablaufkonzentrationen der Abwasserproben für das Klärwerk Düsseldorf-Süd und das Großklärwerk Köln-Stammheim dargestellt. Der Vergleich der Abwasserkonzentrationen des Zu- und Ablaufs zeigt, dass die Organophosphate, die kein Halogen enthalten (TBP, TPP, TBEP), mit Eliminationsraten zwischen 63 und 96 % deutlich reduziert werden. Dagegen zeigen die Chlororganophosphate (TCPP, TDCP, TCEP) ein sehr ungünstiges Eliminationsverhalten, wobei für TCEP und TDCP - bezogen auf den Median in beiden Kläranlagen - sogar eine Zunahme der Konzentrationen ermittelt wird, deren Ursache noch unklar ist. Die Konzentrationen liegen über 0,1 µg/l im Abwasser des Ablaufs. In den Sedimenten reichern sich TCEP und TCPP an. Aufgrund dieser Akkumulation wird in einer im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellten Studie eine „duldbare Konzentration“ von TCPP deutlich unter 0,1 µg/l vorgeschlagen und die Substitution als wünschenswert bezeichnet [UBA Forschungsbericht 29744542, 2000].

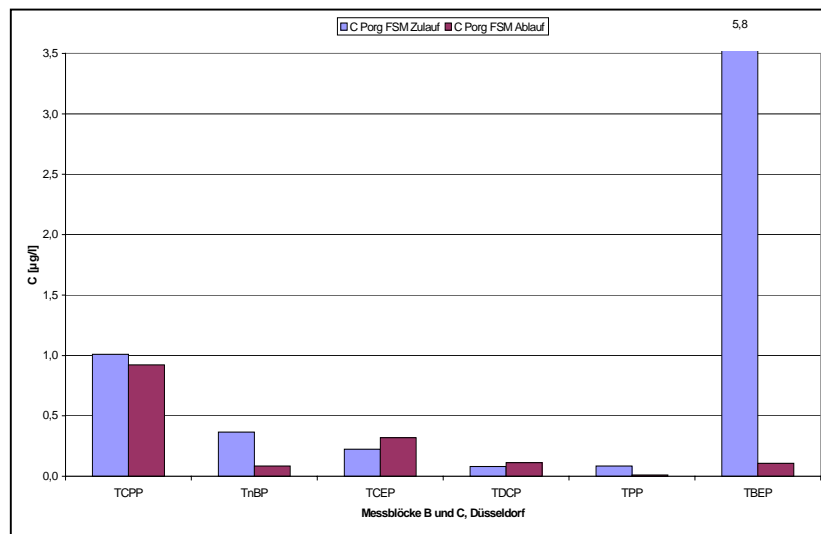


Abbildung 13: Organophosphatkonzentrationen (Medianwerte) im Zu- und Ablauf des Klärwerks Düsseldorf-Süd

TCPP findet sich unter anderem auch auf der Prioritätenliste der EU (793/93/EEC) wieder, für die eine Risikoabschätzung durchgeführt werden muss. Sowohl für TCEP als auch für TCPP besteht ein Kanzerogenitätsverdacht. Diese Einstufung bedeutet für die Abwasserreinigung, dass der Austrag über die Kläranlage vermieden werden sollte. Dass das Abwasser der Kläranlage zu einem deutlichen Anstieg von TCEP und TCPP im Vorfluter führt, konnte bereits an anderer Stelle [Metzger u. Möhle 2001] gezeigt werden.

Die unchlorierten Organophosphate weisen ein wesentlich besseres Eliminationsverhalten auf (> 63 %). Für die ermittelten Eliminationsraten der unchlorierten Organophosphate stellt sich die Frage, inwieweit es sich bei der Elimination um einen Abbau, eine Sorption am Klärschlamm oder einen Rückhalt in der Filterstufe handelt.

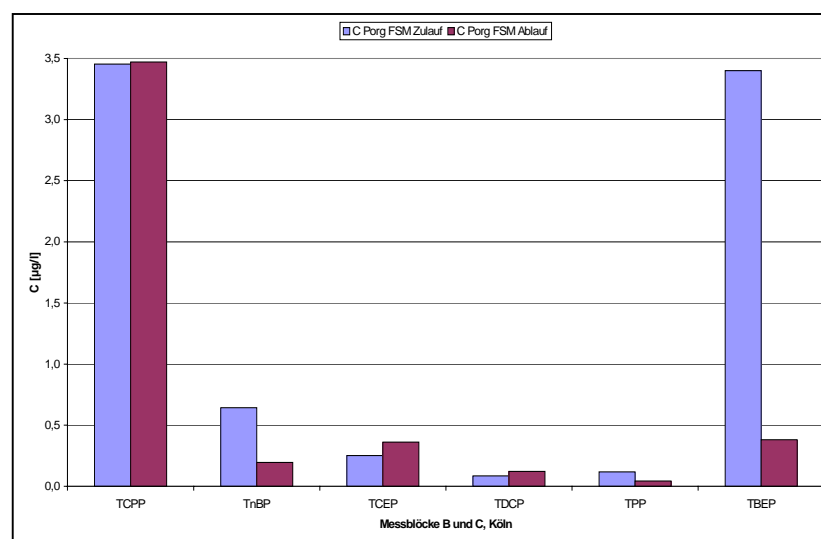


Abbildung 14: Organophosphatkonzentrationen (Medianwerte) im Zu- und Ablauf des GWK Köln-Stammheim

3.11 Estrogene

Untersucht werden die fünf hormonellen Wirkstoffe 17α -Estradiol (E2a), 17β -Estradiol (E2b), Estron (E1), 17α -Ethinylestradiol (EE2) und Mestranol (M) in den Zu- und Abläufen der Klärwerke Düsseldorf-Süd und Köln-Stammheim.

In den Zulaufproben lassen sich aufgrund der komplexen Matrix bisher keine Estrogenkonzentrationen ermitteln. Die Matrix überdeckt die charakteristischen SIM-Fragmente (single Ion Monitoring) der Estrogene, so dass eine Unterscheidung nicht möglich ist. Im Ablauf der Filterstufe beider Klärwerke sind allerdings Positivbefunde für alle Estrogene oberhalb der methodenabhängigen Nachweisgrenze (NG) zu finden (siehe **Tabelle 3**).

Tabelle 3: Estrogenkonzentrationen im Ablauf des Klärwerks
(K – Köln-Stammheim; D – Düsseldorf-Süd)

	KA	Befunde > BG	BG [ng/l]	NG [ng/l]	MAX [ng/l]	Median [ng/l]
E2a	K	0	23	7	9	9
	D	0	23	7	8	8
E2b	K	0	26	8	10	10
	D	0	26	8	0	-
E1	K	0	30	9	23	18
	D	0	30	9	14	12
EE2	K	0	26	8	0	-
	D	0	26	8	13	11
M	K	0	10	3	4	4
	Dü	0	10	3	4	4

Tabelle 4: 17α -Ethinylestradiol Konzentrationen im Ablauf

	KA	Befunde > BG	BG [ng/l]	NG [ng/l]	MAX [ng/l]	Median [ng/l]
EE2	K	4	1,7	0,5	13,7	5,1
	D	5	1,7	0,5	12,9	8,6

Zur gesonderten Bestimmung des synthetischen 17α -Ethinylestradiol werden die Ablaufproben verändert aufbereitet und vermessen. Durch diese Maßnahmen kann die Bestimmungsgrenze (BG) sowie die Nachweisgrenze (NG) um den Faktor 16 abgesenkt werden (siehe **Tabelle 4**).

Zur Verbesserung der Analysemöglichkeiten bedarf es weiterer Untersuchungen und Analysen. Die ermittelten Konzentrationen bis etwa 20 ng/l sind vergleichbar mit den in der Literatur angegebenen Daten. Die ermittelten Konzentrationen von 17α -Ethinylestradiol liegen größtenteils über dem toxikologischen Schwellenwert von 0,5 ng/l.

4 Fazit und Ausblick

Mehrere für den Menschen und die aquatische Umwelt gefährliche Stoffe mit endokrinen, mutagenen, kanzerogenen oder ähnlichen Eigenschaften werden heute im Abwasser und in Oberflächengewässern detektiert. Da diese Stoffe, insbesondere Pharmaka, Hormone u. a. oftmals ubiquitär im Abwasser vorliegen, ist eine Elimination vielfach erst in der kommunalen Kläranlage möglich.

Als Ergebnis der durchgeführten Messungen kann eine Gruppierung der untersuchten Stoffe nach ihrem ermittelten Eintrag und ihrer Elimination in den Kläranlagen aufgestellt werden. Die Gruppenkriterien sind im Folgenden aufgelistet:

Gruppe 1: Stoffe, deren Konzentrationen bereits im Zulauf unterhalb der Bestimmungsgrenzen liegen.

Gruppe 2: Stoffe, die im Zulauf und z.T. im Ablauf oberhalb der Bestimmungsgrenze detektiert werden und deren Konzentrationen zwischen Zulauf und Ablauf erheblich abnehmen (Elimination von mehr als 50 %).

Gruppe 3: Stoffe, die im Zulauf und im Ablauf oberhalb der Bestimmungsgrenzen detektiert werden und für die keine oder nur eine geringe Reduzierung der Konzentration auftritt.

In **Tabelle 5** sind alle untersuchten Stoffe, gegliedert nach Stoffgruppen, aufgelistet. Zusätzlich ist die Zugehörigkeit zu den einzelnen Gruppen angegeben.

Tabelle 5: Untersuchte Stoffe und ihre Gruppierungen

	Bezeichnung des Stoffes	Gruppe
PBSM	Atrazin	1
	Diuron	1
	Isoproturon	1
	Lindan	1
Chlorbenzole	Hexachlorbenzol	1
	Pentachlorbenzol	1
	1,2,3-Trichlorbenzol	1
	1,2,4-Trichlorbenzol	1
	1,3,5-Trichlorbenzol	1
PAK	Acenaphthen	1
	Anthracen	2
	Benz-(a)-anthracen	2
	Chrysen	2
	Dibenz-(a,h)-anthracen	1
	Fluoren	2
	Naphthalin	2
	Phenanthren	2
	Pyren	2
	Benzo-(a)-pyren	2
	Benzo-(b)-fluoranthren	2
	Benzo-(k)-fluoranthren	1
	Benzo-(g,h,i,-)perylen	1
	Fluoranthren	2
Indeno-(1,2,3-cd)-pyren	1	
Zinnorganika	Tetrabutylzinn	1
	Tributylzinn-Kation	1
	Dibutylzinn-Kation	2
	Monobutyl-Kation	2
	Monooctyl-Kation	1
	Dioctyl-Kation	1
	Tricyclohexylzinn-	1
	Triphenylzinn-Kation	1
Organo-phosphate	TCEP	3
	TDCP	3
	T CPP	3
	TBEP	2
	TPP	2
	TBP	2
Synthet. Moschus-duftstoffe	HHCB: Galaxolide	2
	AHTN: Tonalide	2
	Moschus-Xylol	2
	Moschus-Keton	2
Pharmaka	Clofibrinsäure	3
	Carbamazepin	3
	Propranolol	1
	Clarithromycin	3

	Bezeichnung des Stoffes	Gruppe
	Roxithromycin	3
	Atenolol	2
	Sotalol	3
	Sufadiazin	1
	Nadolol	1
	Trimethoprim	3
	Sulfamethazin	1
	Phenazon	3
	Metoprolol	3
	Sulfamethoxazol	3
	Bisoprolol	2
	Bezafibrat	2
	Naproxen	3
	Diclofenac	3
	Ibuprofen	2
	Erythromycin	3
Estrogene	17-β-Estradiol *)	2**)
	Estron *)	2**)
	17-α-Ethinylestradiol *)	2**)
	Mestranol *)	2**)
Sonstige	Hexachlorbutadien	1
	Bis(2-ethylhexyl)phthalat	2
	Nonylphenol	2
	Octylphenol	2
	Pentachlorphenol	1
	Bisphenol A	2
	Triclosan	2
	Lineare	2

Eine übersichtlichere Sortierung der Stoffe gemäß der Sammelbezeichnung allein führt zu der in **Tabelle 6** wiedergegebenen Zusammenfassung.

Tabelle 6: Zusammenfassung der untersuchten 74 Stoffe entsprechend ihren Sammelbegriffen

Gruppe	PBSM	Chlorbenzole	PAK	Zinnorganik	Organo-phosphate	Moschus-duftstoffe	Pharmaka	Estrogene	Sonstige
1	4	5	5	(6)	-	-	4	(-)	2
2	-	-	10	(2)	3	4	4	(4)	6
3	-	-	-	(-)	3	-	12	(-)	-

Aufgrund der als „vernachlässigbar“ eingegrenzten Einstufung kann die Parameterliste nach Abschluss des Messprogramms um die Stoffe der Gruppe 1 erheblich verkleinert werden.

In der Gruppe 2 werden die Stoffe zusammengefasst, für die Klärungsbedarf bezüglich der genauen Eliminationswege in der Kläranlage besteht. Erste Eindrücke des möglichen Verbleibs der Stoffe ist aus den ausgewerteten Stichproben sowie den bereits vorhandenen Schlammanalysen abzuleiten.

Für die Stoffe der Gruppe 3, für die bislang keine Elimination nachzuweisen ist, und für ausgewählte Stoffe der Gruppe 2 erscheint es zweckmäßig, anhand von Versuchen im Labormaßstab und im halbtechnischen Maßstab Möglichkeiten der Elimination aufzuzeigen. Diese Verbesserung kann sich sowohl auf die Erhöhung der Eliminationsleistung insgesamt, als auch auf die Wege der Elimination beziehen.

Dabei ist es sinnvoll, neben rein betrieblichen Variationen, wie z.B. dem Fällmittel- und Polymereinsatz, auch neue verfahrenstechnische Möglichkeiten mit einzubeziehen. Neben anderen Verfahren könnten diese Techniken der Einsatz der Membrantechnologie, die Verwendung von Adsorptionsmaterialien, wie Aktivkohle und -koks, sowie oxidative und photochemische Verfahren (Ozonung und UV-Behandlung) sein. Ziel muss es sein, eine signifikante Verminderung der abwasserrelevanten gefährlichen Stoffe im Ablauf der Kläranlagen und somit einen nachhaltigen Schutz der Oberflächengewässer zu erreichen.

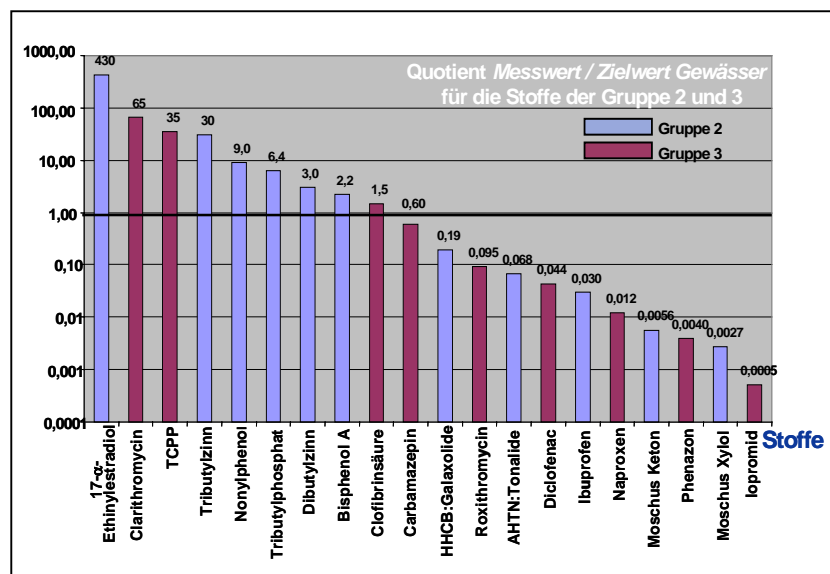


Abbildung 15: Sortierung der untersuchten Stoffe entsprechend dem logarithmierten Quotienten „Messwert/Zielwert Gewässer“

Die Einstufung entsprechend den Tabellen 5 und 6 ergibt ein Bild, in welchem Umfang große Klärwerke, die mit zu den modernsten gezählt werden dürfen, die „neuen“ Spurenstoffe der heutigen Industriegesellschaft aus dem Abwasser zurückhalten, so dass diese nicht oder nur in ‚geringem‘ Umfang in die Vorflut gelangt. Dabei zeigt sich, Pharmaka in Bezug auf die

Nichtabbaubarkeit in Kläranlagen deutlich herausragen. Dieser Sachverhalt ist nicht weiter verwunderlich, wenn man von oral verabreichten Medikamenten ausgeht.

Ein etwas anderes Bild ergibt sich, wenn diese Stoffe mit ökotoxikologischen Schwellenwerten, wie sie für die Vorflut gelten oder empfohlen werden, gewichtet werden: **Abbildung 15** zeigt die Reihung entsprechend den berechneten Quotienten aus Ablaufwert und Schwellenwert für ein Fließgewässer. Als ‚Zielwert‘ wurde dabei für jede ausgewiesene Stoffart ein eigener Schwellenwert (PNEC-Wert) zugrundegelegt; diese Schwellenwerte sind dabei nicht nur der ‚Gewässerqualitätsverordnung‘ entlehnt, sondern basieren auf Empfehlungen des BLAC-Berichts, des Landesumweltamts Brandenburg, der OSPAR-Liste und dem Anhang X der EU-WRRL. Dabei wird das Folgende deutlich:

- In Zukunft müssen nicht nur Stoffe der Gruppe 3 beobachtet werden müssen, da hochwirksame Spurenstoffe die Fließgewässerqualität auch dann bzw. immer noch beeinträchtigen können, wenn diese im Kläranlagensystem bereits zu mehr als 50 % (z.B. zu 90 %) abgebaut wurden.
- Es fehlt ein kohärenter Standard für die anzustrebenden Schwellenwerte der ‚modernen‘ Spurenstoffe in aquatischen Systemen.

5 Projektteam

Das Forschungsvorhaben wird gefördert vom »Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucher-schutz des Landes Nordrhein-Westfalen« (MUNLV NRW). Es wird gemeinsam von der »Universität Dortmund«, dem »Fraunhofer Institut UMSICHT«, Oberhausen, der »Deutsche Projekt Union GmbH«, Köln sowie den Stadtentwässerungsbetrieben Köln und Düsseldorf bearbeitet. Begleitet wird das Projekt durch das »Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen«, das auch die Qualitätssicherung der Analyseergebnisse übernommen hat.

6 Literatur

ARGE, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe: Endokrin wirksame Stoffe in der Elbe, in Nebenflüssen und in der Nordsee. Bericht: www.arge-elbe.de, 2000.

ATV-DVWK-AG IG-5.4, Endokrin wirksame Substanzen in Kläranlagen -Vorkommen, Verbleib und Wirkung-Arbeitsbericht, 2002.

Balk, F.; Blok, H.; Salvito, D.: Environmental Risks of Musk Fragrance Ingredients. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: scientific and regulatory issues. Daughton, Ch. G., Jones-Lepp, T. L. editor, ACS symposium series 791, 168-190, 2001.

BLAC: Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC): Arzneimittel in der Umwelt – Auswertung der Untersuchungsergebnisse, Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK) am 19./20. November 2003 in Hamburg, Hamburg 2003.

Eschke, H.D., Traud, J., Dibowski, H.-J.: Analytik und Befunde künstlicher Nitromoschus-Substanzen in Oberflächen- und Abwässern sowie Fischen aus dem Einzugsgebiet der Ruhr. Vom Wasser 83, 373-383, 1994.

- Eschke, H.D., Traud, J., Dibowski, H.-J.; Untersuchungen zum Vorkommen polycyclischer Moschus-Duftstoffe in verschiedenen Umweltkompartimenten – Nachweis und Analytik mit GC/Msin Oberflächen-; Abwässern und Fischen (1. Mitteilung). Z.Umweltchem.Ökotox.6,183-189, 1994.
- EU-WRRL: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Holtey-Weber, R.; Färber, H.; Schöler, H.F.; Hollert, H.: Analytik von Bisphenol A und endokrin wirksamen Stoffen in Wasser, Abstract zum Vortrag auf den Umweltanalytiktagen NRW 2000, <http://lims.uni-duisburg.de/>, 2000.
- Metzger, J.W.; Möhle, E.: Flammschutzmittel in Oberflächenwässern, Grundwässern und Abwässern - Eintragungspfade und Gehalte. Forschungszentrum Karlsruhe-BWPLUS-Berichtsreihe, 82, 2001.
- Möhle, E.; Horvath, S.; Merz, W.; Metzger, J. W.: Bestimmung von schwer abbaubaren organischen Verbindungen - Identifizierung von Arzneimittelrückständen. Vom Wasser 92, 207-223, 1999.
- Müller, B.: Zinnorganische Verbindungen in aquatischen Systemen – von der Herkunft bis zur Entsorgung. Beitrag im Rahmen des umweltgeochemischen Seminars, Universität Karlsruhe 2002.
- Rote Liste: Arzneimittelverzeichnis des BPI. Hrsg. Bundesverband der pharmazeutischen Industrie e.V., ECV Editor Cantor Verlag für Medizin und Naturwissenschaften GmbH, 2002.
- Schullerer, S., Kuch, B., Metzger, J.W.: Desinfektionsmittel (Triclosan) im Abwasser und Klärschlamm. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 173, Stuttgart, 2003.
- Simonich et al.: Trace analysis of fragrance materials in wastewater and treated wastewater. Environmental Science and Technology, Vol. 34, 959-965, 2000.
- UBA-Forschungsbericht 29744542: Erarbeitung von Bewertungsgrundlagen zur Substitution umweltrelevanter Flammschutzmittel. Band I: Ergebnisse und zusammenfassende Übersicht. Umweltbundesamt, 2000.
- UBA-Forschungsbericht 29828245: Untersuchungen zu Phthalaten in Abwassereinleitungen und Gewässern. Umweltbundesamt, Berlin, 2001.
- Umweltbundesamt: Produktion und Verwendung Zinnorganischer Verbindungen in Deutschland. Fachöffentliche Anhörung vom 14. März 2000. Bericht des Umweltbundesamtes und des Bundesinstituts für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin, 2000.

Entkeimung des Abwassers

Herr Dr. J.M. López-Pila hat programmgemäß zum Thema „Entkeimung des Abwassers“ vorgetragen und als Manuskript dazu nachstehende englische Publikation zur Verfügung gestellt.

PERFORMANCE OF MEMBRANES, INTEGRATED IN THE ACTIVATED SLUDGE BASIN, IN THE REMOVAL OF BACTERIA AND PHAGES

J.M. López-Pila, R. Szewzyk, and W. Dorau

Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) P.O. Box 330022, 14191 Berlin,
Germany, juan.lopez-pila@uba.de.

ABSTRACT

Wastewater membrane technology allows the integration of the membrane into the activated sludge basin. The biomass is then held back and the amount of activated sludge increases significantly in the reactor. Among other things, the enhanced biomass brings about a considerable increase of the surface available for binding and removing colloid contaminants, e.g. viruses. The removal of coliphages by a wastewater treatment plant with integrated membrane during a period of 240 days, and the removal of bacteria during 700 days of continuous operation were studied. Initially, the effluent contained ca. 0.1 % of the input phage concentrations, but several days after the start of the operation, the phages were reduced by two more logs. The pores of the membrane were 0.2 μm , i.e., much larger than the phages diameter. As it is known that viruses, as other small particles, have the tendency to adsorb to surfaces, we hypothesise that the majority of the phages got attached to the biomass, thereby being prevented from passing the membrane. We conclude that plants combining membrane filtration technology with a high content of biomass are a powerful tool for eliminating even viruses from wastewater, enabling its reuse in a variety of applications.

KEYWORDS

Coliphages; faecal indicators; membrane technology; viruses; wastewater treatment.

INTRODUCTION

Conventional wastewater treatment processes usually reduce the number of indicator organisms and pathogens by 2-3 log units, the treated effluent still containing considerable numbers of indicator bacteria and pathogens. This degree of elimination often does not suffice for fulfilling the requirements of recreational waters regulations and those prescribing the quality of surface waters taken for producing drinking water. The use of membranes seems a promising new technology for the removal of pathogens from municipal wastewater. These

membranes can either be used as a final step after the passage of the settlement basins or they can be incorporated directly in the activated sludge reactor.

The removal of bacteria seems warranted by the pore size of these membranes (ca. 200 nm), which is smaller than the size of most bacteria. But the pore size of the membranes is larger than the diameter of the human pathogenic viruses present in wastewater, the representative diameter of these viruses being 25-35 nm. Therefore, if viral elimination was to be achieved only by the mechanical retention of the viruses, then the performance of the microfilters should be expected to be very poor. If, conversely, the removal of the viruses resulted from mechanical retention plus adsorption processes, then one should be able to uncover a relationship between the build-up of activated sludge in the sludge reactor and the removal efficiency of viruses. In order to ask this question, we started the operation of the membrane reactor described below without any inoculation of activated sludge and waited for the spontaneous build-up of activated sludge. While the activated sludge was being generated and during the following operation, we determined several bacterial indicators as well as coliphages in the incoming wastewater, in the reactor, and in the effluent. In order to estimate the degree of particle-adsorption of the coliphages we did the determinations both in the unchanged water samples, and in the supernatant of aliquots which had been low-speed centrifuged for the removal of coarse suspended solids (but not of the free, unbound phages). In this manner we intended to differentiate between the phages which were particle-adsorbed, and those which were free suspended and prone to slip through the filter pores.

MATERIAL AND METHODS

Plant configuration and operation conditions

The pilot plant was a membrane bioreactor with complete sludge retainment by a submerged hollow fibre membrane with a pore size of 0.2 μm and a cut-off of 200,000 D. The reactor had a total volume of 3.9 m^3 and consisted of three compartments (Fig. 1). The middle aerated compartment was the nitrification reactor (2.5 m^3). The membrane (ZeeWeedTM module ZW 150, Zenon) was situated in a separated aerated compartment (0.7 m^3). A third compartment was only stirred and not aerated and therefore comprised anoxic zones enabling denitrification. The plant was operated with presettled municipal wastewater and the operation was started without sludge inoculation. The activated sludge built up from the biomass introduced by the wastewater and stabilized at 10-20 g/L depending on the operation conditions.

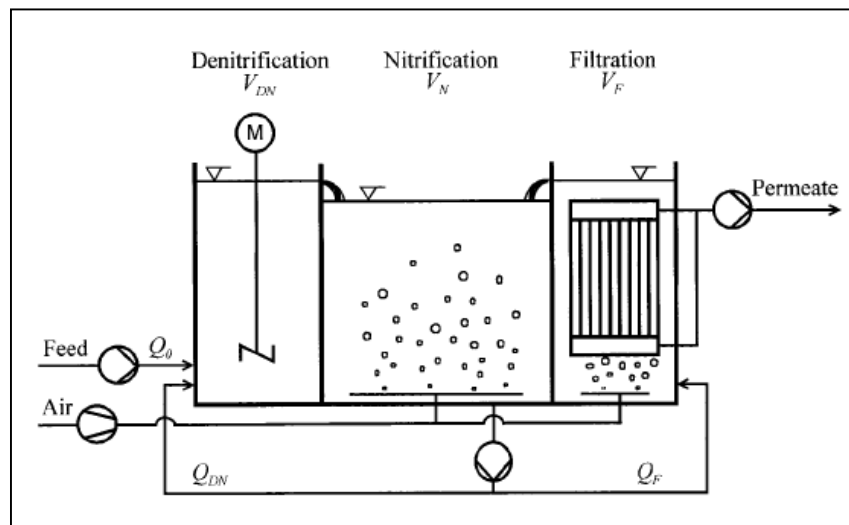


Figure 1: Schematic diagram of the membrane bioreactor

Microbiological Analysis

Samples were taken from the inflowing wastewater, the nitrification reactor, and the effluent. The following parameters were determined: coliform bacteria and *Escherichia coli* (MUG 3-tube MPN) (Aleksic et al. 1991); intestinal Enterococci (ISO 7899-2); somatic coliphages (host: *E. coli* K 13, plaque assay by single agar layer procedure); human enteroviruses (Kopecka et al., 1993).

To determine the amount of particle-bound coliphages, examinations were done with both the wastewater/activated sludge itself and the supernatant of centrifuged (10 min. 7000 g) wastewater/activated sludge.

RESULTS AND CONCLUSIONS

The indicator bacteria *E. coli* and intestinal Enterococci were found in concentrations of 10⁵-10⁷ cfu per 100 ml in the incoming wastewater and in the reactor. These bacteria were very efficiently removed from the effluent and less than 1 or only a few cfu per 100 ml were detected after the membrane filtration (Fig. 2 a-c). Higher numbers (100 cfu/ 100 ml) were detected only occasionally. The indicator bacteria detected in the permeate might be in part due to the contamination of the pipes after filtration. Coliphages were present in the incoming wastewater at concentrations of 10⁵- 10⁶ pfu per 100 ml. At the beginning of the operation, coliphages appeared in the effluent at concentrations of 10-100 cfu per 100 ml, but several days after the start, when the concentration of dry solids reached ca. 6 g/L, no more phages (< 1 pfu/100 ml) were detected in the effluent (Fig. 3). Since the pores of the membrane were 200 nm in diameter, free phages should be able to pass through the membrane. We hypothesize that in the absence of activated sludge the phages were bound to the membrane and removed by a factor of 10³. Later, when activated sludge started to build up, the phages were additionally adsorbed by the sludge, both effects eventually achieving that no phages were detected in the effluent. In fact, if the reactor suspension was low-speed centrifuged for 10 min at 7000g, the concentration of phages found in the supernatant was 1-5% of the concentration found in the uncentrifuged reactor suspension.

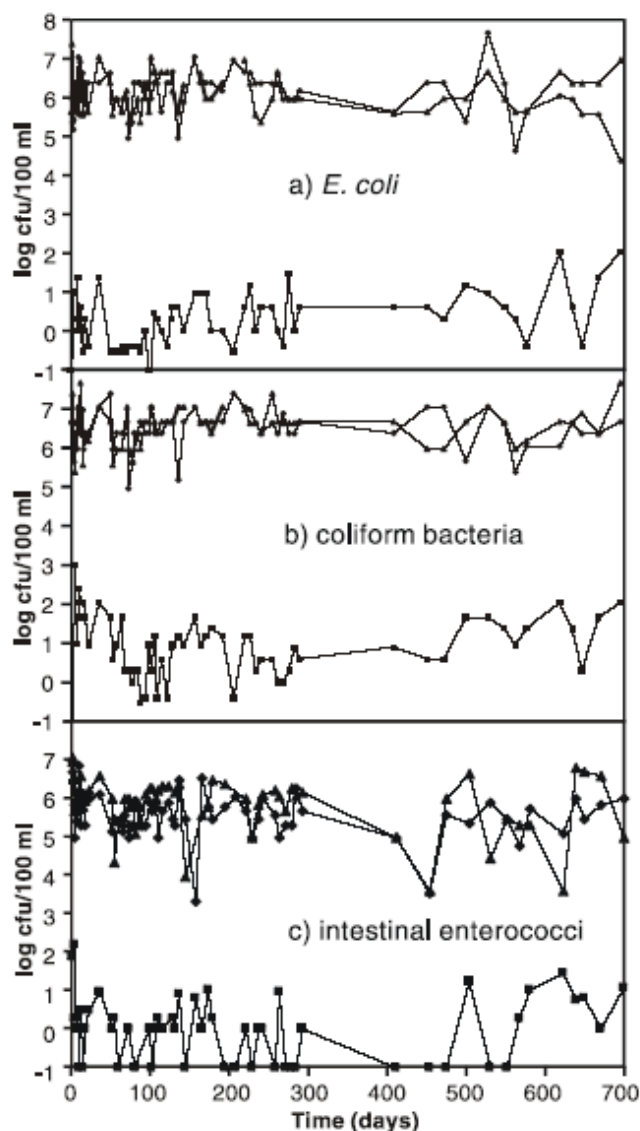


Figure 2.
Concentration of *E.coli* (a), coliform bacteria (b),
and intestinal enterococci (c), in wastewater (◆), in
the permeate (■), and in the reactor (▲).

Obviously, sludge-bound phages will not pass the filter, whereas 99.9% of the free ones are held by the filter anyway, as the initial phase of the operation shows. Therefore, the overall elimination of phages can be explained by the combination of their adsorption to the filter plus their adsorption to the activated sludge in the reactor. The phages entering the reactor with the wastewater are mainly unbound, as can be seen in Figure 3. To see if human enteroviruses behave similarly to the phages, we took wastewater and activated sludge, separated the liquid from the solid phase by low-speed centrifugation as above, and determined the enteroviruses in both phases. As is shown in the table, the majority of the enteroviruses found in wastewater are either free or bound to particles which are not pelleted by our conditions, whereas more than 98% of the viruses found in activated sludge are bound to solid particles. Therefore, we assume that the results gained with phages can be generalized to human pathogenic viruses present in wastewater. We conclude that bacteria are very efficiently removed from the effluent by the membrane filtration. Viruses, even though the

pore size of the membrane is much larger than the virus size, are nevertheless reduced to a high extent due to a combination of adsorption as well to the membrane as to the activated sludge generated in the reactor. Therefore, elimination of viruses in wastewater treatment plants equipped with integrated membranes is much more efficient than might be predicted from the membrane pore size.

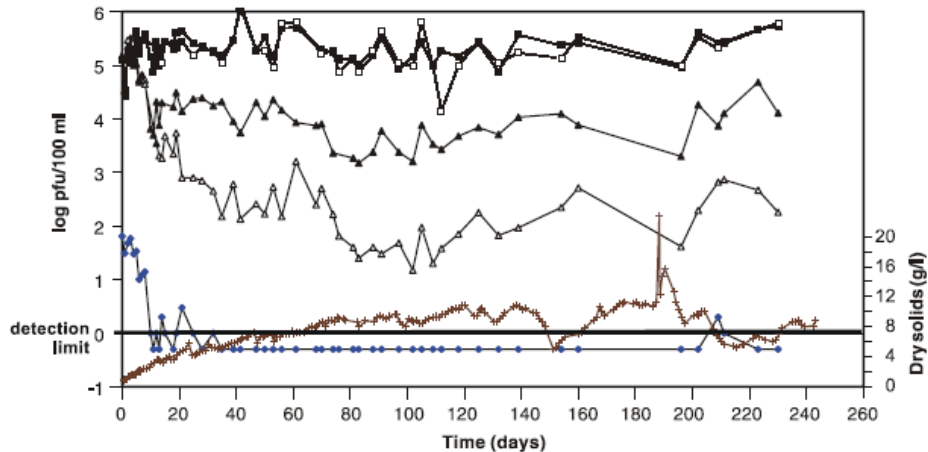


Figure 3. Concentration of coliphages in the incoming wastewater before (■) and after (□) centrifugation; in the reactor sludge before (▲) and after (△) centrifugation; dry solids (x).

Table 1. Distribution of enteroviruses between the liquid and solid phases of untreated wastewater and activated sludge

	pfu/ml in the supernatant	pfu/ml in the sediment
Untreated wastewater (n=10)	0,3 (79%)	0,08 (21%)
Activated sludge (n=6)	0,03 (1,7%)	1,7 (98,3%)

REFERENCES

- Kopecka, H., S. Dubrou, J. Prevot, J. Marechal, and J. M. López-Pila. (1993). Detection of naturally occurring enteroviruses in waters by reverse transcription, polymerase chain reaction, and hybridisation. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59, (1-7).
- Aleksic, S., Bockemühl, J., Havemeister, G., Heinemeyer, E.A., Müller, H.E., and Pritzbuier, E. (1991). Badegewässerüberwachung nach der Richtlinie des Rates der EG vom 8.2.1975 über die Qualität der Badegewässer. *Zbl. Hyg.*, 192, (57-75).

Schadstoffemissionen aus Kanalsystemen in das Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung prioritärer Stoffe

Dr. Eckart Bütow, Berlin

1. Einleitung

Die in regelmäßigen Abständen erhobenen ATV-Umfragen (u.a. 1997 und 2001) ermöglichen eine relativ gesicherte Beurteilung des baulichen Zustands des öffentlichen Kanalnetzes. Die Gesamtlänge beträgt in Deutschland etwa 400.000 km. Statistische Erhebungen zur Länge und zum Zustand von privaten Grundstücksentwässerungsleitungen sind dagegen nicht verfügbar. Die Gesamtlänge von privaten Grundstücksentwässerungsleitungen wird auf mindestens 800.000 km abgeschätzt. Ausgangspunkt ist die Annahme, dass das Grundstücksentwässerungsnetz zwei- bis dreimal so lang ist wie das kommunale Kanalnetz. Dabei wird nicht unterschieden, ob es sich um Hausanschlüsse oder um industrielle bzw. gewerbliche Abwasserleitungen handelt.

Undichte Kanäle von Grundstücksentwässerungsleitungen beinhalten bei industriellen und gewerblichen Standorten ein hohes Gefährdungspotential, wenn mit gefährlichen Stoffen umgegangen wird und diese Stoffe über Leckagen des betriebsinternen Kanalnetzes in den Untergrund gelangen. Systematische Erhebungen zur Belastungssituation fehlen, da in den Ländern und Kommunen unterschiedliche Regelungen zur Eigenkontrolle bzw. Selbstüberwachung von Grundstücksentwässerungsleitungen eingeführt sind. Die Eigenkontrolle beinhaltet im allgemeinen eine regelmäßige Überwachung des Kanalnetzes, die Dokumentation der Untersuchungsergebnisse sowie notwendige Sanierungsmaßnahmen und erfordert ein betriebseigenes Kanalkataster.

Das private Kanalnetz erfährt im Allgemeinen vom Eigentümer eines Bauwerks keine besondere Aufmerksamkeit. Ein undichtes Kanalnetz ist nicht sichtbar und verursacht dem Eigentümer zunächst keine unmittelbar nachweisbaren Schäden. Das öffentliche Kanalnetz dagegen wird in den meisten Fällen von einem Eigenbetrieb unterhalten, der auch die angeschlossene Kläranlage betreibt. Die anfallenden Kosten werden über das Erheben einer Abwassergebühr abgedeckt und unterliegen damit einer kontinuierlichen öffentlichen Kontrolle. Unabhängig von den rechtlichen Rahmenbedingungen unterliegen Grundstücksentwässerungsleitungen daher einer geringeren Aufmerksamkeit als das öffentliche Kanalnetz.

Die Notwendigkeit für eine Kanalsanierung wird von der Gesetzgebung vor allem damit begründet, dass durch Schäden an der Abwasserleitung mit Schadstoffen belastetes Abwasser in Boden und Grundwasser gelangen kann. Umweltschäden können die Folge sein, die nach den gesetzlichen Rahmenbedingungen zu minimieren oder ganz zu vermeiden sind. Ein weiterer Grund für die Instandsetzung ist der Erhalt der Funktionsfähigkeit. Eine Verringerung der Funktionsfähigkeit wirkt sich indirekt auf die Betriebskosten des Entwässerungssystems aus.

Da die Aufwendungen für die Sanierung des Kanalnetzes sehr hoch sein können, stellt sich die Frage, ob bei jedem Schaden auch eine kostenintensive Sanierung gerechtfertigt ist. Untersuchungen an kommunalen Entwässerungsnetzen haben gezeigt, dass nur in Ausnahmefällen bei einer Exfiltration von Abwasser auch eine Belastung des Untergrundes festzustellen

ist. Die Notwendigkeit einer Kanalnetzinstandsetzung ergibt sich für das kommunale Kanalnetz somit vor allem zur Sicherstellung der Funktionsfähigkeit.

In einem Forschungsvorhaben für das Umweltbundesamt wurden für industrielle Grundstücksentwässerungsleitungen Angaben zum bautechnischen Zustand, zum Gefährdungspotenzial und zur Überwachung gesammelt. Dazu wurden die rechtlichen und technischen Rahmenbedingungen betrachtet, das branchenbezogene Gefährdungspotential wurde quantifiziert und die Schäden von industriellen Kanalnetzen und ihre jeweiligen Umweltauswirkungen wurden bestimmt.

Da allgemein gültige Basisdaten über den Bestand und den Untersuchungsumfang von industriellen und gewerblichen Grundstücksentwässerungsleitungen fehlen, wurden die Aussagen zum Bestand des Kanalnetzes und zu den Schäden aus verfügbaren Teilstatistiken und aus Einzelfallrecherchen abgeleitet.

2. Rechtlicher Rahmen

Im Rahmen des Vorhabens konnte ein Vollzugsdefizit in Bezug auf die Überwachung betrieblicher und gewerblicher Grundstücksentwässerungsleitungen festgestellt werden. Von den zuständigen Behörden werden die geltenden rechtlichen Rahmenbedingungen nicht ausreichend verfolgt. Dies liegt zum einen an Personalmangel zum anderen an der Vielzahl der geltenden Bestimmungen. Durch dieses Vollzugsdefizit sind auch die betroffenen Betriebe nur begrenzt zu einer Untersuchung ihres Kanalnetzes bereit.

Eine zentrale Bedeutung haben dabei die **Eigenkontrollverordnungen** oder **Selbstüberwachungsverordnungen** der Länder. Diese sind in der Regel unterschiedlich ausformuliert und enthalten Anforderungen an die Eigenkontrolle von Grundstücksentwässerungsleitungen. Sie können die regelmäßige Kontrolle des Kanalnetzes, die Dokumentation der Schäden und Angaben zur Sanierung von Schäden umfassen. Einzelne Länder verzichten ganz auf eine einheitliche Eigenkontrollverordnung und weisen die Kontrolle kommunalen Satzungen zu. Auffallend ist, dass die Eigenkontrollverordnungen von den allgemein anerkannten Regeln der Technik und auch vom Stand der Technik sprechen, die ATV-Regeln und DIN-Normen mitunter höhere Anforderungen in Bezug auf die Inspektion und Dokumentation beinhalten. Allen Ländern fehlt offensichtlich ein einheitliches Kataster, das die wesentlichen Ergebnisse der Eigenkontrolluntersuchungen zusammenfasst.

3. Bewertungsgrundlagen

Basierend auf Erhebungen des Statistischen Bundesamtes lässt sich das produktionsspezifische **Abwasseraufkommen** abschätzen. Es handelt sich um etwa 1,4 Mrd. m³ Abwasser, das jährlich einer Abwasserbehandlung unterzogen werden muss. In dieser Summe ist nur das Abwasseraufkommen großer Betriebe enthalten, da Betriebe mit einem Abwasseraufkommen kleiner als 10.000 m³/a statistisch nicht erfasst werden. Etwa 85 % des zu behandelnden Abwassers wird von Betriebsstandorten mit einem Abwasseraufkommen größer 100.000 m³/a gestellt. Dies sind etwa 20 % aller statistisch erfassten Betriebsstandorte.

In Bezug auf die **Abwasserbeschaffenheit** wurden 53 Abwasserherkunftsbereiche näher betrachtet. Zwölf Wirtschaftszweige/Branchen haben aufgrund der Abwasserbeschaffenheit

eine hohe Umweltrelevanz, so dass hier ein erhöhtes Umweltrisiko bei Schadstofffreisetzungen bei undichten Kanälen zu besorgen ist. Es handelt sich um Branchen, die sich einer Beschaffenheitsklasse 3 mit den Leitparametern AOX und Aromaten zuordnen lassen. Die Betriebe der Branche gehen überwiegend mit organischen Stoffen um, die als wassergefährdend einzustufen sind. Eine mittlere Umweltrelevanz (Beschaffenheitsklasse 2, Leitparameter: Schwermetalle und MKW) wird 10 Wirtschaftszweigen/Branchen zugewiesen, bei denen vor allem Schwermetalle und MKW als wassergefährdende Stoffe im Abwasser enthalten sind. In den Wirtschaftszweigen mit relevanten Abwasserbeschaffenheitsklassen fallen auch die größten Mengen behandelten Abwassers an. Die übrigen 31 Abwasserherkunftsbereiche führen im Abwasser überwiegend biologisch abbaubare Stoffe.

Gegenüber öffentlichen Kanälen sind 80 % der **betrieblichen Kanalnetze** als Trennkanalisationen ausgebaut. Die Gesamtlänge des Entwässerungsnetzes von Industrie und Gewerbe lässt sich mit 220.000 km abschätzen. Der Anteil der schmutzwasserführenden Kanäle mit einem erhöhten umweltrelevanten Gefährdungspotential hat eine Länge von ca. 100.000 km. Große Entwässerungsnetze sind vor allem bei den Branchen Chemie, Metallbearbeitung und -verarbeitung und Fahrzeugbau anzutreffen, deren Leitungsnetze in der Regel besser untersucht sind als bei kleineren Betrieben. Die Schmutzwassersysteme sind überwiegend in Steinzeug ausgeführt. In Bezug auf die Leitungslängen lässt sich ein vordringlicher Untersuchungsbedarf bei betriebseigenen Kanalnetztlängen größer 1.000 m bzw. 1 ha versiegelter Fläche ableiten.

Die bei industriellen und gewerblichen Grundstücksentwässerungsleitungen ermittelte Schadensdichte liegt um den Faktor 2 bis 3 über der **Schadenshäufigkeit** öffentlicher Kanalnetze. Dies trifft vor allem für kleine und mittelgroße Betriebsstandorte zu, die seit Jahrzehnten betrieben werden und nicht ausreichend gewartet wurden. Eine umweltbeeinträchtigende Wirkung ist bei Kanalschäden der Zustandsklassen 1 und 0 (nach ATV M 149) zu erwarten. Diese Schäden haben in der Regel auch eine starke Auswirkung auf die Funktionsfähigkeit des Kanals. Mit Exfiltrationen ist bei etwa 80 % aller Schäden zu rechnen, bei Berücksichtigung der Schadensgröße ergeben sich jedoch bei weit unter 50 % signifikante Exfiltrationsraten.

Zur **Umweltrelevanz von Exfiltrationen** wurden die möglichen Umweltbelastungen durch Schadstofffreisetzungen aus undichten Kanälen abgeschätzt. Es zeigt sich, dass bei den angesetzten Abwasserexfiltrationen und -belastungen nur geringe Stoffeinträge in Boden und Grundwasser zu erwarten sind. Nur bei hohen Konzentrationen im Abwasser sind auch hohe Bodenbelastungen zu erwarten, soweit die Inhaltsstoffe starke Sorptionseigenschaften besitzen. Signifikante Messwerte im Grundwasser sind bei Freisetzungen aus einer undichten Kanalisation bei erhöhten Sorptionseigenschaften nur in unmittelbarer Nähe der Schadensstelle zu erwarten.

Es wurden im Rahmen des Vorhabens an ausgewählten **Untersuchungsbeispielen** die Auswirkungen von Abwasserexfiltrationen auf Boden und Grundwasser unter unterschiedlichen Bedingungen betrachtet. Die zehn untersuchten Fallbeispiele sind den Wirtschaftszweigen Chemische Industrie, Kokerei, Metallherzeugung, Metallbe- und -verarbeitung, Textil- und Ledergewerbe, Dienstleistungen und Sonstige zuzuordnen und betreffen Branchen mit unterschiedlichem Abwasseraufkommen und Abwassergüte. Die Kriterien Kanalbauwerk und Untergrundverhältnisse betreffen Kanalschäden der Zustandsklassen 0 bis 4 und gute bis gering durchlässige Sedimente.

Die Fallbeispiele bestätigen, dass signifikante Exfiltrationen über Bodenbelastungen nur bei schweren Schäden der Zustandsklassen 0 und 1 deutlich nachweisbar sind. Diese Exfiltrationen sind insbesondere an die Schadensarten Brüche (B), Undichtigkeiten (U) und geringem Ausmaß an Rissbildungen (R) gebunden. Deutlich werden die Auswirkungen bei einem hohen Abwasseraufkommen und bei hohen Schadstoffgehalten im Abwasser. Exfiltrationen ergeben sich für Schadstoffe, die im Boden gut sorbiert werden, wobei diese in der Regel nur in unmittelbarer Nähe der Schadenstelle belegbar sind.

Aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse sollte die Eigenüberwachung prioritär bei den betrieblichen und industriellen Grundstücksentwässerungsleitungen erfolgen, für die ein Handlungsbedarf in Bezug auf eine potentielle Umweltbelastung gegeben ist. Dazu wird ein **Bewertungsmodell** vorgeschlagen, mit dem über eine standortbezogene Betriebscharakteristik und eine Umweltcharakteristik der Untersuchungsbedarf ermittelt werden kann. Unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips für Wasser und Boden wird somit die Untersuchung und die Überwachung von Kanalnetzen auf relevante Betriebe ausgerichtet und sichergestellt. Ungeachtet von dem Bewertungsvorschlag sind langfristig alle vorhandenen rechtlichen Bestimmungen zur Eigenkontrolle von Grundstücksentwässerungsanlagen zu erfüllen, da jeder Betreiber im eigenen Interesse den Werterhalt und die Funktionsfähigkeit seiner Kanalisation sicherstellen sollte.

In die **Betriebscharakteristik** gehen das jeweilige Abwasseraufkommen, die Abwasserbeschaffenheit, die Größe der Betriebsfläche und die letztmalige Inspektion des Kanalnetzes ein. Für diese Kriterien erfolgt eine Klassifizierung in drei Bewertungsklassen, die über eine einfache Punktbewertung zur Betriebscharakteristik zusammengefasst werden.

Besondere Priorität für eine Untersuchung des betriebseigenen Kanalnetzes haben Standorte, die eine der folgenden Eigenschaften haben:

Abwasseraufkommen mit mehr als 100.000 m³/a, vor allem relevant für Anhänge 9, 22, 30, 36, 37, 42, 43, 44, 45, 46, 48, 24A, 19, 56.

Abwasserbeschaffenheit mit hoher Umweltrelevanz, vor allem relevant für Anhänge 9, 22, 36, 37, 42, 43, 45, 46, 48, 54, 19A, 57.

Größe der Betriebsfläche (> 10 ha) bzw. Kanalnetzlänge (10.000 m).

Kanalinspektion, Kanal-TV-Untersuchung liegt mehr als 10 Jahre zurück oder wurde noch nicht durchgeführt.

In Ergänzung lassen sich zusätzlich Kriterien über eine **Umweltcharakteristik** berücksichtigen, die umweltrelevante Standortbedingungen erfassen. Als Bewertungskriterien gehen ein: die Lage des Betriebsstandortes zu einem Trinkwasserschutzgebiet, der Flurabstand zum Grundwasser bzw. die Bedingungen für eine Abwasserexfiltration aus dem betrieblichen Kanalnetz und die Durchlässigkeit des Untergrundes.

Die folgende **Tabelle 1** zeigt eine Bewertung aufgrund statistischer Daten von Abwasserbeschaffenheit und Abwassermenge.

Tabelle 1: Abwasserherkunftsbereiche - Verknüpfung von Abwasserbeschaffenheits- und Abwassermengenklassen

Anhang / AbwV	Abwasserherkunftsbereich	Mengenklasse	Beschaffenheitsklasse	Summe
I Kohlenbergbau: Brikettherstellung, Steinkohlenaufbereitung				
2	Braunkohle/ Brikettfabrikation	3	1	4
16	Steinkohlenaufbereitung	3	1	4
II Chemische Industrie, Kokerei				
9	Herstellung von Beschichtungsstoffen / Lackharzen	3	3	6
22	Mischabwasser	3	3	6
30	Sodaerzeugung	3	2	5
36	Herstellung von Kohlenwasserstoffen	3	3	6
37	Herstellen anorganischer Pigmente	3	3	6
42	Alkalichloridelektrolyse	3	3	6
43	Herstellung Chemiefasern, Folien Viskoseverfahren.	3	3	6
44	Herstellung von mineralischen Düngemitteln	3	2	5
45	Erdölverarbeitung (Raffinerien)	3	3	6
48	Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe	3	3	6
46	Steinkohleverkokung	3	3	6
III Keramik, Glasgewerbe, Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden				
17	Herstellung keramischer Erzeugnisse	1	1	2
26	Steine und Erden	1	1	2
41	Herstellung Glas und künstlichen Mineralfasern	1	1	2
IV Metallerzeugung, Metallbe- und -verarbeitung, Herstell. von elektronischen Bauelementen				
24, Teil A	Eisen- und Stahlerzeugung	3	2	5
24, Teil B	Eisen-, Stahl- und Tempergießerei	1	2	3
39	Nichteisenmetallherstellung	2	2	4
40	Metallbearbeitung, Metallverarbeitung	1	2	3
54	Herstellung von Halbleiterbauelementen	2	3	5
V Holz-, Papier- und Druckgewerbe				
13	Holzfaserplatten	1	1	2
19, Teil A	Zellstofferzeugung	3	2; 3	5; 6
19, Teil B	Herstellung von Papier und Pappe	3	1	4
56	Herstellung von Druckformen, Druckerzeugnis.	3	1	4
VI Textil- und Ledergewerbe				
25	Lederherstellung, Pelzveredelung, etc.	2	2	4
38	Textilherstellung, Textilveredelung	2	2	4

Anhang / AbwV	Abwasserherkunftsbereich	Mengen- klasse	Beschaffen- heitsklasse	Summe
57	Wollwäschereien	2	3	5
VII Ernährungsgewerbe und vergleichbare Gewerbe				
3	Milchverarbeitung	2	1	3
4	Ölsaataufbereitung/Speisefett- /Speiseölraffin.	2	1	3

Wertung 1 = gering, 2 = mittel, 3 = hoch

4. Empfehlungen

- Einbeziehung von Hinweisen zur Eigenüberwachung des betrieblichen Kanalnetzes in die Abwasserverordnung
- Keine Einleitung unbehandelten Prozessabwassers mit prioritären Stoffen (Abwasserbeschaffenheitsklasse 3 und 2) in erdverlegte Kanalisationen
- Abwässer mit prioritären Stoffen vorrangig am Ort des Anfalls behandeln und Installation von kontrollierbaren Prozessabwasserleitungen
- Vereinheitlichung der vorhandenen Regelungen zur besseren Umsetzung der Eigenüberwachung von Grundstücksentwässerungsleitungen
- Verbesserung der Kontrolle der Eigenüberwachung von industriellen/betrieblichen Grundstücksentwässerungsleitungen
- Anwendung eines Bewertungsansatzes zum Abbau des bestehenden Vollzugsdefizits und Identifizierung relevanter Betriebe für die Eigenüberwachung
- Über die Anwendung des Bewertungsansatzes lassen sich durch Ordnungsbehörden und Betriebe einheitliche Daten zur Eigenüberwachung für vordringlich zu untersuchende Industrie- und Gewerbeflächen erfassen
- Vereinfachung der Schadensbewertung (u.a. ATV M 149) zur Reduzierung der Aufwendungen zur Erfassung und Bewertung von industriellen/gewerblichen Grundstücksentwässerungsleitungen

5. Literatur

- Berger, Ch.; Lohaus, J.; Wittner, A., Schäfer, R.: Zustand der Kanalisation in Deutschland, Ergebnisse der ATV-DVWK-Umfrage 2001.- KA Wasserwirtschaft-Abwasser-Abfall, 49. Jahrgang, Nr. 3 (S. 302-311), März 2002
- Bütow, E.; Krafft, H.; Rüger, M.; Lüdecke, J.: Gefährdungspotential von undichten Kanälen bei industriellen und gewerblichen Grundstücksentwässerungsleitungen und die Ableitung von Empfehlungen zur Revitalisierung defekter Entwässerungsleitungen.- UBA Forschungsbericht 297 28 528, Texte 64/01, November 2001

Regenwassereinleitungen

Prof. Dr. F. Sieker

Regenwasser, das aus dem Bereich befestigter Flächen gesammelt abgeleitet und in Gewässer eingeleitet wird, ist laut Gesetz Abwasser.

Abgeleitetes Regenwasser unterliegt daher dem § 7a WHG und damit dem Satz: „Die Bundesregierung legt durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates Anforderungen fest, die dem Stand der Technik entsprechen“.

Solche Anforderungen sind in der Abwasserverordnung für alle relevanten Inhaltsstoffe des häuslichen, gewerblichen und industriellen Schmutzwassers vorgegeben, nicht jedoch für Menge und Inhaltsstoffe des über Trenn- oder Mischsysteme eingeleiteten Regenwassers.

Es stellt sich die Frage, ob die Einleitung des Regen(ab)wassers irrelevant ist im Vergleich zu den anderen Abwasserkomponenten und deshalb vernachlässigbar ist.

Die Antwort ist den folgenden Tabellen zu entnehmen, die etwa den Istzustand in Deutschland wiedergeben (SIEKER, 2003; BROMBACH/FUCHS, 2003):

Tabelle 1: Frachtbelastung der Gewässer

STOFFPFAD	CSB t/a	P t/a	Cu t/a
Trennsystemeinleitungen	286.000	714	171
Mischwasserüberläufe	225.000	1.900	156
Niederschlagsbedingte Kläranlagenabläufe	280.000	5.600	49
Summe niederschlagsbedingter Einleitungen	791.000	8.200	380
Niederschlagsfreie Kläranlagenabläufe	285.000	5.700	49
Verhältnis niederschlagsbedingter Einleitungen zu niederschlagsfreien Kläranlagenabläufen	ca. 2,8	ca. 1,4	ca. 7,7

Tabelle 2: Konzentrationswerte der Einleitungen

	Hg	Cd	Cr	Ni	Pb	Cu	Zn
Kläranlagenablauf alte Bundesländer	0,29	0,25	4,53	8,12	3,44	11,78	66,25
Kläranlagenablauf neue Bundesländer	0,27	0,82	9,25	12,85	8,35	15,31	99,66
Medianwerte Trennsystemeinleitung	0,40	2,30	16	22,60	118	48	275
Medianwerte Mischwasserüberläufe	0,02	1,40	21	12	70	97,50	280

Die Antwort auf die Frage ist eindeutig: Die Belastung der Gewässer durch Regen(ab)wasser übersteigt gegenwärtig sowohl hinsichtlich der Frachten wie auch überwiegend hinsichtlich der Konzentrationen deutlich die Belastung durch die kommunalen, gewerblichen und industriellen Abwässer (obwohl nach Prof. SCHMITT in Deutschland bisher 40 Milliarden DM für die Mischwasserbehandlung aufgewendet wurden).

Die Konsequenzen dieser Erkenntnis lauten:

- Die Anstrengungen zur Verringerung der Gewässerbelastung müssen sich künftig auf das Regen(ab)wasser konzentrieren
- Es müssen bundeseinheitliche Anforderungen formuliert und in die Abwasserverordnung aufgenommen werden

Eine Verringerung der Gewässerbelastung durch Regen(ab)wasser oder zumindest eine Vermeidung zusätzlicher Belastungen muss nicht zu unzumutbar höheren Investitionen und Gebühren führen.

Die finanziellen Aufwendungen können durch innovatives, den örtlichen Verhältnissen angepasstes Handeln in Grenzen gehalten werden.

Als kombinationsfähige Möglichkeiten bieten sich z.B. an:

- Erhöhung der Kläranlagenzuläufe bei Mischsystemen
- Verstärkter Einsatz der Abflusssteuerung
- Dezentrale Bewirtschaftung (Versickerung, Speicherung, gedrosselte Ableitung) des Regenwassers bei Neubaugebieten
- Abkoppelungsmaßnahmen und dezentrale Bewirtschaftung in Bestandsgebieten „aus gegebenen Anlässen“

Die bei einer Aufnahme in die Abwasserverordnung zu formulierenden Anforderungen an die Regen(ab)wasser-Bewirtschaftung müssen anderer Art sein als die der kommunalen, gewerblichen und industriellen Abwässer. Dieses ergibt sich insbesondere aus dem Gebot der Vermeidung und Verringerung der Regen(ab)wasser-Ableitung. Die Anforderungen können (müssen?) sich u.a. auf folgende Aspekte beziehen (SIEKER, F. et.al., 2003):

- Welche Regenabflüsse müssen wegen ihrer potenziell hohen Verschmutzung zwangsläufig zur Kläranlage abgeleitet werden ?
- Welche Anforderungen müssen hinsichtlich des Schutzes von Boden und Grundwasser bei der Versickerung von Regenabflüssen gestellt werden ?
- Für welche Regenabflüsse soll ein Vermischungsverbot mit Schmutzwasser gelten und für welche nicht ?
- Auf welche Schmutzparameter sollen sich die Anforderungen bei der Einleitung in oberirdische Gewässer beziehen ?
- Soll es über die stofflichen Anforderungen hinaus auch Anforderungen bezüglich der quantitativen Bewirtschaftung von Regenabflüssen geben (weitgehende Erhaltung des natürlichen Wasserhaushalts, Grenzwerte bei der Einleitung in Gewässer) ?

Fazit

Die Gewässerbelastung durch Regen(ab)wasser übersteigt heute in Deutschland bei weitem die Belastung durch die niederschlagsfreien Kläranlagenabläufe, d.h. durch die der übrigen Abwässer.

Es gibt bisher aber keine bundeseinheitlichen Anforderungen an die Regen(ab)wasser-Bewirtschaftung.

Die Definition „Abgeleitetes Regenwasser = Abwasser“ verlangt die Aufnahme bundeseinheitlicher Anforderungen in die Abwasserverordnung.

Literatur

SIEKER, F. , 2003: Regen(ab)wasser und Misch(ab)wasser, eine vernachlässigte Schmutzquelle ?, Zeitschrift gwf, Heft Nr. 9.

BROMBACH, H. und FUCHS, ST. , 2003: Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalesationen. Zeitschrift Korrespondenz Abwasser, Nr. 4.

SIEKER, F. et. al., 2003, Regenwasserbehandlung und -bewirtschaftung unter Berücksichtigung der Anforderungen nach § 7a WHG und einer möglichst ortsnahen Versickerung, UBA-Bericht FKZ 298 26 516.

Betrachtung des Gesamtsystems der Abwasserentsorgung

Dr. Harald Schönberger

1. Vorbemerkung

In diesem Beitrag werden Überlegungen zu den Regelungen im Abwasserbereich angestellt, die dem integrierten medienübergreifenden Ansatz genügen. Dafür wird der Versuch einer Übersichtsanalyse des gegenwärtigen Regelungssystems unternommen und die gravierenden Unterschiede im Indirekteinleiterbereich beleuchtet. Dies ist in der Praxis deshalb besonders relevant, da in Deutschland die überwiegende Zahl der Industriebetriebe Indirekteinleiter sind. Gegenstand der Betrachtungen ist das Gesamtsystem der Abwasserentsorgung, dass, bezogen auf einen Industriestandort, mit den Input-Massenströmen beginnt und mit der Einleitung ins Gewässer endet und auch die Verlagerungen in andere Medien, sei es das Grundwasser, die Luft oder den Klärschlamm berücksichtigt. Diese Betrachtung beginnt in der Einleitung mit grundlegenden Überlegungen.

2. Einleitung

Abbildung 1 visualisiert in schematischer Weise die Erkenntnis, dass in einem Industriestaat wie Deutschland das Wirtschaften und der Wohlstand an sehr große Massenströme mit den dazu gehörigen Verfahrenstechniken gekoppelt ist.

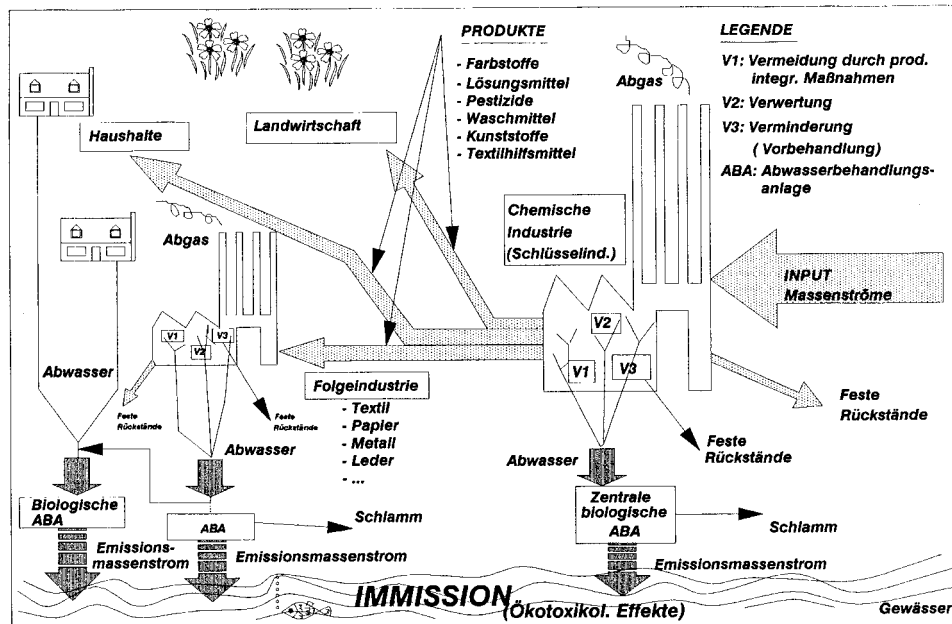


Abbildung 1: Die Massenströme im Wirtschaftssystem

In eine solche Volkswirtschaft fließen als Input-Massenströme die Rohstoffe wie Öl, Kohle, Erdgas, Uran, Sand/Kies, Metalle, N-, P-, S-, Ca-, Mg-, K- und Na-Salze, natürlich nachwachsende Rohstoffe (Holz, Baumwolle, Seide, Wolle u.a.). Zu den Input-Massenströmen dürfen auch Produkte auf relativ niedrigem Veredlungsniveau gezählt werden, die zu Folge-

produkten verarbeitet werden, wie Chlor, Brom, Sauerstoff, Wasserstoff, anorganische Säuren und Laugen, Ammoniak, Wasserstoffperoxid, sog. Industriechemikalien wie Ethen, Propen, Butadien/Butylene, Ethin, Benzole, Toluole, Vinylchlorid, Methanol, Essigsäure, Formaldehyd, Acetaldehyd etc..

Bezüglich der chemischen Stoffe nimmt die chemische Industrie bestimmungsgemäß die Schlüsselposition ein. Die Produkte verlassen die Werkstore und werden entweder in den verschiedensten Bereichen direkt „ge/verbraucht“, wie z.B. in den privaten Haushalten oder in der Land- und Forstwirtschaft oder sie werden in anderen Industriezweigen, wie der Zellstoff- und Papier-, Metall-, Textilveredlungs- oder Lederindustrie appliziert. Sowohl in der chemischen Industrie als auch in den beispielhaft genannten Folgeindustrien fallen bei der Produktion Abwässer, Abfälle und Abgase an. Diese können als unerwünschte oder ungewollte Emissionsmassenströme bezeichnet werden. Die Produkte stellen auch Emissionsmassenströme dar; sie sind aber erwünscht/gewollt. Gemessen an organischer Kohlenstoff dominieren die erwünschten Emissionsmassenströme, die Produkte.

Die rein quantitative Betrachtung, nach der die erwünschten Emissionsmassenströme (Produkte) deutlich größer sind als die unerwünschten (Abwasser, Abfall, Abgas), ist um die qualitative Komponente zu ergänzen. Die Produkte unterscheiden sich von den unerwünschten Emissionsmassenströmen grundlegend. Während mit dem Abwasser/Abfall/Abgas vor allem die Einsatzstoffe und Hilfsstoffe (nicht umgesetzte Reaktionskomponenten, Lösungsmittel etc.) sowie die Zwischen- und Nebenprodukte emittiert werden, enthalten die Produkte in erster Linie die Ziel-/Wirksubstanzen. Letztere gelangen über ihre Applikation entsprechend ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften in die verschiedenen Umweltkompartimente.

Während die beschriebenen Massenströme ununterbrochen sind, gilt dies für den zugehörigen Informationsfluss meist nicht. Hier ist mehr systematische Synchronisation von Massenstrom und Informationsstrom von Nöten, d.h. der Informationsstrom soll ebenso wie der Massenstrom von der Produktion oder Produktapplikation hin z.B. zur biologischen Abwasserbehandlungsanlage, von dort zum Gewässer bis hin zum Wasserwerk ununterbrochen sein. Dies gelingt bislang nur für vergleichsweise wenige Stoffe. Dieser gedankliche Ansatz ist Grundlage für ein neues Konzept der Gewässerüberwachung, die unmittelbar emissionsrückgekoppelt ist und nicht primär auf einer Analytik der Gewässer ohne konkrete Informationen zu den einzelnen Einleitern beruht. Nur so ist die immer wieder geforderte Transparenz für die Schadstoffeinträge (Stichwort: gläsernes Abflussrohr) zu erreichen; über eine qualifizierte, produktionsrückgekoppelte Emissionsanalytik kommen wir zur gezielten ebenfalls produktionsrückgekoppelten Immissionsanalytik und damit zur eigentlichen Qualitätssicherung der Wasserressourcen.

3. Regelung der Abwasseremissionen

3.1 Gegenstand des Abwasserrechts

Gegenstand des Abwasserrechts sind neben den häuslichen die Abwässer der einzelnen Gewerbe- und Industriezweige, die nach dem vorstehenden Denkansatz als unerwünschte Emissionsmassenströme bezeichnet werden. Die rechtlichen Regelungen im Abwasserbereich sind nichts anderes als die Begrenzung dieser Emissionsmassenströme. Sie setzen inzwischen nicht mehr nur an der Einleitungsstelle, sondern teilweise auch schon bei den Input-

Massenströmen einer Branche (z.B. den chemischen Einsatzstoffen) und innerhalb der Produktion an (produktions- und prozessbezogene Anforderungen).

Mit Abbildung 1 kann auf die Verlagerungseffekte hingewiesen werden, wie z.B. die Kontamination des Grundwassers über undichte Kanäle (die als Striche angedeutet sind) und die Beeinträchtigung der Gewässer über Regen- und Mischabwassereinleitungen, die Emission von klimarelevanten Gasen und anderen Schadstoffen aus Abwasserbehandlungsanlagen (ABA), die Verlagerung von Schadstoffen in den Klärschlamm und die Rückgewinnung von Stoffen, z.B. von Phosphor aus dem Klärschlamm.

Weiterhin illustriert Abbildung 1 die Applikation von chemischen Produkten in den Haushalten und in den der chemischen Industrie nachgeordneten Industrien, wie der Papier- und Zellstoffindustrie, der Metallindustrie, der Textilveredlungsindustrie, der Lederindustrie etc., wodurch es zu so genannten diffusen Gewässerbelastungen mit Schadstoffen, auch mit so genannten prioritären Stoffen nach der Wasserrahmenrichtlinie kommt bzw. kommen kann.

Neben den erwähnten prozess- und produktionsintegrierten Maßnahmen sind auch moderne, weitergehende Abwasserbehandlungsmaßnahmen in Betracht zu ziehen. Im kommunalen Bereich ist dies insbesondere die abschließende Behandlung des Abwassers mittels Membrantechnik.

Es ist der Ansatz in Erwägung zu ziehen und zu diskutieren, mit der Abwasserverordnung die gesamte Kette der Massenströme, angefangen an der Quelle der Verschmutzung, den Produktionsprozessen, bis hin zur Einleitung ins Gewässer, in den Regelungsbereich mit einzu beziehen. Dabei ist eine integrierte, medienübergreifende Betrachtung anzustellen, die auch ökonomische Aspekte berücksichtigt. Auf dieser Basis liegt der Schwerpunkt der Reglementierung der Emissionsmassenströme in den relevanten Industriesektoren auf den prozess- und produktionsintegrierten Maßnahmen mit Berücksichtigung des effizienten Energieeinsatzes. Anschließend wären Anforderungen an die Dichtigkeit des Kanalsystems sowie an die Regenwasser- und Mischabwassereinleitungen über Entlastungen zu definieren, weitergehende Anforderungen an die Abwasserreinigung, ggf. mit Wasserrecycling, zu stellen sowie Anforderungen an die Abwassereinleitungen selbst und an die Verlagerung von Schadstoffen in den Klärschlamm oder in die Atmosphäre.

Bei den prozess- und produktionsintegrierten Anforderungen bei genehmigungspflichtigen Anlagen nach dem BImSchG ergeben sich unmittelbare Berührungspunkte zwischen dem Wasser- und Immissionsschutzrecht, die zu berücksichtigen sind, um eine eindeutige integrierte Regelung zu erreichen. Die Formulierung von Anforderungen an den effizienten Energieeinsatz ist für prozess- und produktionsintegrierte Maßnahmen ebenso in Betracht zu ziehen wie für die end-of-pipe-Abwasserbehandlung.

3.2 Das gegenwärtige System zur Regelung der Abwasseremissionen

Die Regelungen des Wasserhaushaltsgesetzes und der Abwasserverordnung mit ihren Anhängen betreffen zunächst nur Direkteinleiter. **Abbildung 2** zeigt einen solchen Direkteinleiter mit der zugehörigen Systemgrenze, die dem Standort entspricht.

Bei dem in Abbildung 2 gezeigten Fall liegen sowohl die Produktion als auch die Entsorgungseinrichtungen an einem Standort, ggf. auch die Deponie für Rückstände. Hier ist

Flexibilität bei der Behandlung/Entsorgung von Emissionsmassenströmen und ein ganzheitlicher Ansatz möglich. Die gezielte Trennung von Abwasserteilströmen zur Vorbehandlung oder zum Einsatz in der Abwasserbehandlungsanlage (z.B. Konzentrate mit biologisch leicht abbaubaren Stoffen als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation) oder, im Falle von biologisch nicht abbaubaren oder toxischen Stoffen, zur Verbrennung (in einer separaten Verbrennungsanlage oder auch Mitverbrennung in der Klärschlammverbrennungsanlage) ist ohne weiteres möglich. Die integrierte, medienübergreifende Sichtweise lässt sich in diesem Fall ohne Schwierigkeiten bewerkstelligen.

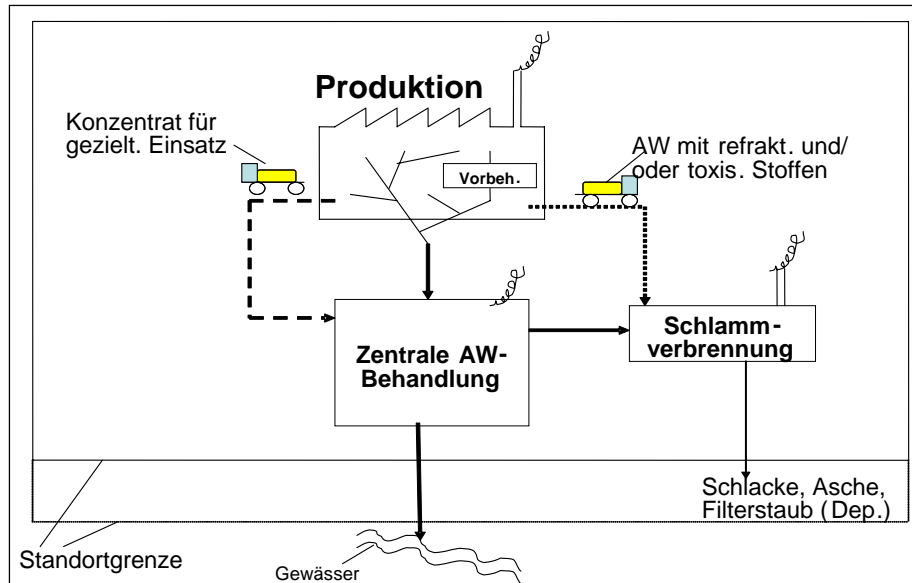


Abbildung 2: Systemgrenze eines Direkteinleiters

Im Fall der Indirekteinleitung ist das sehr viel schwieriger. Entsprechend **Abbildung 3** sind hier Produktion, zentrale Abwasserbehandlung und die Schlamm Entsorgung an verschiedenen Standorten und in verschiedenen Händen.

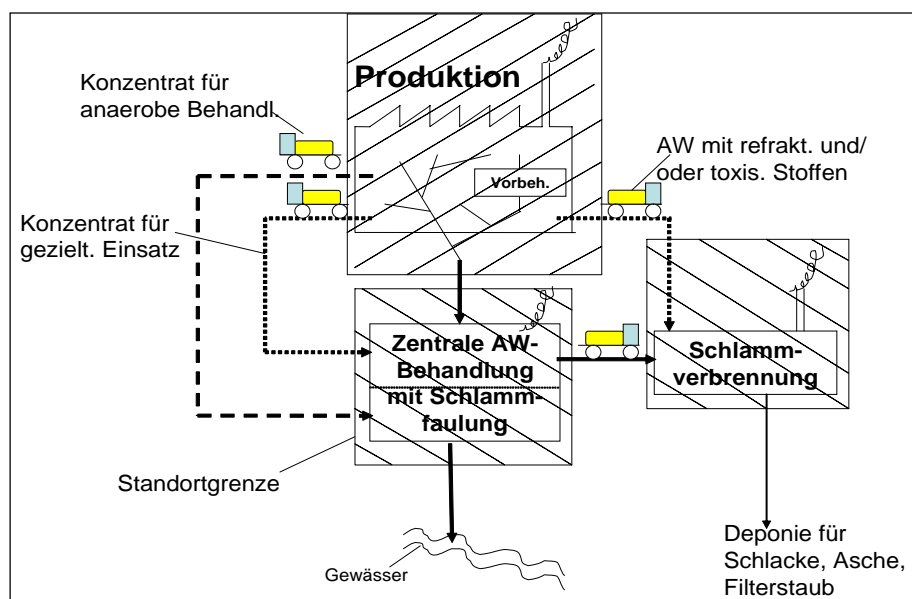


Abbildung 3: Systemgrenzen des Abwasserentsorgungssystems bei einem Indirekteinleiter

In diesem Fall ist die Flexibilität deutlich eingeschränkt, da die Entsorgung an einem Standort nicht aus einer Hand organisiert werden kann.

Betrachtet man die Schadstoffmassenströme besteht zwischen der Direkteinleitung und der Indirekteinleitung sachlich kein Unterschied. Die Schadstoffe gelangen über die zentrale Abwasserbehandlung, ob nun zentrale industrielle oder kommunale Anlage, ins Gewässer oder auch in den Klärschlamm, allenfalls ist die Verdünnung bei kommunalen Kläranlagen größer. Bei beiden Konstellationen wird in vielen Fällen der entwässerte Klärschlamm verbrannt, möglicherweise sogar in der gleichen externen Anlage. In Hessen hat man diese Erkenntnis schon früh ins Wassergesetz dadurch eingeführt, dass eine wasserrechtliche Erlaubnis nicht nur für eine Direkteinleitung (wie es § 2 in Verbindung mit § 7a WHG vorsieht), sondern auch für eine Indirekteinleitung erforderlich ist (§ 15 Hessisches Wassergesetz; dort wird wie im § 2 WHG von ‚Benutzungen‘ gesprochen). Auch der Bund hat mit der 5. WHG-Novelle für die so genannten ‚gefährlichen Stoffe‘ eine Gleichstellung von Direkt- und Indirekteinleitern angestrebt [BT-Drs., 1985]. Im Gesetzentwurf dazu wird ausgeführt:

„Derzeit werden ganz überwiegend nur aufgrund von gemeindlichen Satzungen Anforderungen an Indirekteinleiter gestellt. Das gemeindlichen Satzungsrecht hat sich jedoch als unzureichend erwiesen. Aus Gründen eines effektiven Gewässerschutzes und einer auch im Wettbewerbsinteresse liegenden Gleichbehandlung der Indirekteinleiter ist aufgrund von wasserrechtlichen Vorschriften sicherzustellen, daß für gefährliche Stoffe bundeseinheitliche Anforderungen an Indirekteinleitungen gestellt werden. Diese Anforderungen sind von den Ländern zu erlassen. Die Bundesregierung geht hierbei davon aus, dass die Länder aufgrund der in ihren Landeswassergesetzen enthaltenen Verordnungsermächtigungen die im einzelnen notwendigen Bestimmungen über Anforderungen an Indirekteinleiter eingeführt werden.“ [BT-Drs., 1985].

Nun sind die landesspezifischen Regelungen uneinheitlich und beim Vollzug geht die Schere noch sehr viel mehr auseinander. Einige Länder verlangen in ihren Indirekteinleiterregelungen, ob im Wassergesetz selbst wie z.B. in Hessen oder Bayern oder in einer Indirekteinleiterverordnung wie in Baden-Württemberg oder Brandenburg, dass die Anforderungen der Abwasserverordnung und der Anhänge unmittelbar auch für Indirekteinleiter gelten, während einige andere zunächst nur eine Genehmigungspflicht für das Einleiten von bestimmten Abwässern in öffentliche Abwasseranlagen verlangen. Die unmittelbare Umsetzung der für einige Anhänge wichtigen, allgemeinen Anforderungen nach Teil B findet in einigen Bundesländern nicht statt. Mit Blick auf die integrierte, medienübergreifende Betrachtung dürfte der entscheidende Webfehler darin liegen, dass die Länder nur die Umsetzung bestimmter Teile der Anhänge zur Abwasserverordnung verlangen. Da diese nur für Direkteinleiter gelten, fällt die Betrachtung des Gesamtsystems unter den Tisch. Dies kann auch nicht durch die Regelungen der kommunalen Abwassersatzungen aufgefangen werden. Gerade die Anforderungen an Regen- und Mischabwasserüberläufe, die Berücksichtigung der Systembedingungen der kommunalen Kläranlagen einschließlich der Nutzung der Faultürme für Konzentrate, die Art der Klärschlamm Entsorgung sowie Ansätze zur Minimierung des Energiebedarfs für die Behandlung des Kommunalabwassers und des Klärschlammabfalls bleiben dadurch außen vor und sind den Vor-Ort-Behörden überlassen.

3.3 Novellierungsbedarf für das Abwasserrecht

Aus den Darlegungen in 3.2 wird die Schlussfolgerung gezogen, dass der Bund im Indirekt-einleiterbereich mehr durchregeln sollte. Dies ist nicht mit der Abwasserverordnung zu erreichen, sondern bedarf einer Änderung von § 7a Abs. 4 WHG. Ob dies wegen der Rahmen-gesetzgebung tatsächlich nicht möglich ist, wäre insbesondere vor dem Hintergrund der vorstehenden Argumentation, nach der sich die Indirekteinleitung von gefährlichen Stoffen bezüglich der Wirkung auf das Gewässer von der Direkteinleitung nicht unterscheidet, erneut eingehend zu prüfen. Dann sollten auch die weiteren angesprochenen Punkte des Gesamt-systems der Abwasserentsorgung Berücksichtigung finden. Eine Harmonisierung der Anfor-derungen (und auch des Vollzugs) sollte jedenfalls bundesweit angegangen werden. Wie denn kann eine Harmonisierung auf europäischem Niveau angestrebt werden, wenn wir schon im eigenen Land es nicht schaffen (hier: im Indirekteinleiterbereich) halbwegs einheitliche Bedingungen zu schaffen.

4. Aspekte für die Betrachtung des Gesamtsystems der Abwasserentsorgung

4.1 Festlegung der Systemgrenzen

Zunächst sind die Systemgrenzen für die medienübergreifende integrierte Betrachtung zu definieren. Dabei sollten sie möglichst weit gezogen werden. Als Beispiel wird für die Ab-wasseremissionen aus der Textilveredlung in **Abbildung 4** dafür ein Vorschlag unterbreitet.

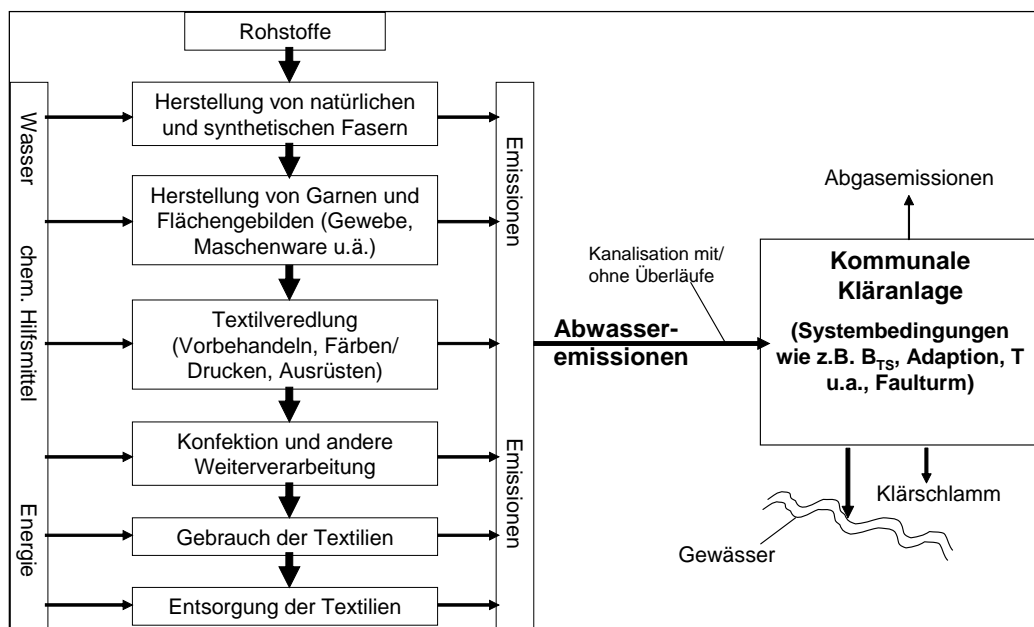


Abbildung 4: Vorschlag für die Definition der Systemgrenzen für den Bereich der Textil-veredlung in Bezug auf die Abwasseremissionen

4.2 Mitbenutzung der Faultürme kommunaler Kläranlagen zur Behandlung von Konzentraten, Berücksichtigung des Energieverbrauchs, Wasserspargebot

Zu diesen Punkten wird auf die Ausführungen Hierzu im Manuskript „Für welche Industriebranchen haben medienübergreifende Aspekte besondere wasserwirtschaftliche Bedeutung? – Beispiel Textilveredlung, Lederherstellung,...“ sowie auf die Manuskripte von den Herren Dr. Kaltenmeier, Dr. Pehl, Dr. Köppke, Prof. Sieker, Dr. Bütow, Dr. Krampe und Hölle verwiesen.

5. Schlussfolgerung und These

Die schon mit der 5. WHG-Novelle 1986 angestrebte Gleichstellung von Direkteinleiter und Indirekteinleiter harrt noch der Umsetzung in die Tat. Diese Gleichstellung ist nicht mit der Novellierung der Abwasserverordnung erreichbar. Dafür müsste über § 7a Abs. 4 WHG eine direktere, wirklich bundeseinheitliche Regelung der Indirekteinleitungen vorgenommen werden, die zudem das Gesamtsystem der Abwasserentsorgung in der skizzierten Art und Weise einbezieht.

6. Literatur

[BT-Drs., 1985]

Gesetzentwurf der Bundesregierung
Entwurf eines Fünften Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes
BT-Drs. 10/3973 vom 07.10.1985, S. 12

Klärschlamm Entsorgung

Dr. C. Bergs

BMU-Referat WAII 4 – Siedlungsabfälle

1 Einleitung/Allgemeine Bemerkungen

Wohl kaum ein Bereich im Umweltschutz ist so umstritten, wie die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung - allenfalls die Bereiche Gentechnik, Atomenergie oder (bis vor etwa 10 Jahren) das Thema Müllverbrennung - werden oder wurden derart kontrovers diskutiert. Während der Klärschlamm für die Einen einen stinkenden Giftcocktail darstellt, wird von anderen der Klärschlamm aus kommunalen Abwässern mit Image fördernden Bezeichnungen in Verbindung gebracht („Klärschlamm ist Nährschlamm“).

Die Klärschlamm Entsorgung basiert derzeit im wesentlichen noch auf den folgenden 3 Entsorgungswegen (Jahr 2001):

- Stoffliche Verwertung in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau (58 % des angefallenen Klärschlammes),
 - thermische Behandlung (23 %),
 - Deponierung (entwässert) und Sonstiges (19 %).
- (Quelle: Statistisches Bundesamt)

Diese Relationen dürften sich mittlerweile in Richtung thermische Behandlung verschoben haben, da die Deponierung lediglich entwässerter Klärschlämme nicht mehr zulässig ist und spätestens zum 1.6.2005 ganz eingestellt werden muss. Gemäß den Bestimmungen der Abfallablagerversordnung sind Klärschlämme danach thermisch oder mechanisch-biologisch so vorzuhandeln, dass die Ablagerungskriterien der Abfallablagerversordnung erfüllt werden.

Auch die landwirtschaftliche Verwertung dürfte seit dem Jahr 2000 zurückgegangen sein – so die recht aussagekräftigen Daten über Beitragszahlungen des gesetzlichen Klärschlamm-entschädigungsfonds. Der Rückgang hat demnach im Jahr 2002 im Vergleich zu 1999/2000 bei etwa 15 % gelegen. Ergänzend ist darauf hinzuweisen, dass die stoffliche Verwertung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau insgesamt auf der Kippe steht: Verschiedene Bundesländer plädieren für einen allmählichen Totalausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. Ein entsprechender Antrag ist 2002 allerdings im Bundesrat gescheitert (vgl. BRats-Drs. 313/02 – Beschluss vom 26.4.02).

Auch die Umsetzung des Konzeptes des Bundes (BMVEL/ BMU) „Gute Qualität und sichere Erträge“ wird die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung weitgehend zum Erliegen bringen; lediglich 5 – 20 % der heute noch verwerteten Klärschlämme wären bei Umsetzung des Konzeptes noch verwertbar.

Von Seiten der EG sind Bestrebungen zur Einstellung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung derzeit noch nicht erkennbar; die EG-Kommission hatte zeitweise beabsichtigt, die Verwertung auf Flächen noch als verbindliches Ziel in einer derzeit in Vorbereitung befindlichen Novelle der Klärschlammrichtlinie zu verankern. Nunmehr gehen die Über-

legungen der EG-Kommission dahin, anzustreben, dass 75 % der Klärschlämme mittelfristig für eine Verwertung geeignet sein sollen – also die künftigen Grenzwerte einhalten sollen. Eine Verwertungspflicht wird es demnach vermutlich nicht geben.

Die Beratungen zur Novelle der aus dem Jahr 1986 stammenden EG-Klärschlammrichtlinie, die 1999 begonnen worden waren, sollen im Jahr 2005 weiter geführt werden, so dass die Richtlinie 2005 oder 2006 verabschiedet werden kann.

2 Schadstoffsituation

Aus abfallwirtschaftlicher (und bodenbezogener) Sicht ist sicherlich die Feststellung richtig, dass eine Verminderung der Schadstoffeinträge in erster Linie auf Restriktionen im „vorge-lagerten“ Bereich zurückzuführen sein dürfte und weniger auf Vorgaben der Klärschlamm-verordnung selbst. Die Reduzierung der Schadstoffgehalte in dem vergangenen Jahrzehnt ist dabei allerdings als überaus beachtlich zu bezeichnen.

Bei den problematischen Schwermetallen (Cadmium, Blei, Quecksilber) sind Reduzierungen der Schadstoffgehalte um 95 % und mehr im Vergleich zu den Gehalten vor 20 bis 25 Jahren festzustellen.

Auch bei den organischen Schadstoffen sind Reduzierungen der Schadstoffgehalte in der gleichen Größenordnung zu konstatieren:

So sind z.B.

- die Dioxinbelastungen in den vergangenen 1,5 Jahrzehnten um rd. 85 %,
- die PCB-Belastungen um größenordnungsmäßig 80 %,
- die PAK/BaP-Belastungen um größenordnungsmäßig 40 %,
- Die Nonylphenolbelastungen um größenordnungsmäßig 90 %,
- die Tributylzinnbelastungen um größenordnungsmäßig 95 % und
- die DEHP-Belastungen um größenordnungsmäßig 60 – 80 %

zurückgegangen – ohne dass bei der Mehrzahl dieser Stoffe schadstoffseitige Regelungen in der Klärschlammverordnung bestehen. Hinzuweisen ist bei den vorstehenden Angaben darauf, dass wegen der großen Bandbreite der Schadstoffbelastungen (Gehalte) die genaue Angabe von Durchschnittsgehalten und über erfolgte Gehaltsreduzierungen nur schwer möglich sind.

Die beachtlichen Rückgänge sind demnach die Folge von konsequenten Minderungsmaßnahmen in vorgeschalteten Bereichen, d.h. insbesondere im Bereich der Abwasser- und im Bereich der Chemikalienpolitik. Trotz der Erfolge bei der Reduzierung der Klärschlamm-gehalte mit organischen Schadstoffen ist darauf hinzuweisen, dass diese Belastung mit organischen Schadstoffen „klärschlammtypisch“ ist; in anderen organischen Düngemittel kommen organische Schadstoffe nicht oder nur in sehr viel geringeren Konzentrationen vor. Die Schadstoffvielfalt und die damit verbundene Unsicherheit der Einschätzung der ökologischen Relevanz der gesamten Schadstoffpalette ist letztlich der Grund für die vehementen Auseinandersetzungen über die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung.

Bei einem Verzicht auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung werden viele die Auffassung vertreten, dass der Grundsatz „Schadstoffe sind an der Quelle zu reduzieren, damit sie erst gar nicht in das Abwasser oder den Klärschlamm gelangen“, aufgegeben werden kann, da der Klärschlamm später ohnehin verbrannt wird.

Es sollte in dieser Hinsicht jedoch unter den betroffenen Wasser-/Abwasserexperten diskutiert werden, ob dieser Grundsatz tatsächlich verzichtbar ist: Nach den mir zugänglichen Informationen liegt der Eliminationsgrad von Kläranlagen bei fast keinem Schadstoff bei 100 % oder auch nur in der Nähe davon; einige Stoffe, darunter viele Arzneimittel oder deren Abbauprodukte, passieren mehr oder weniger vollständig die Abwasserbehandlungsanlagen – was aus Abfallsicht die Sache etwas entspannter aussehen lässt, aus Gewässerschutzsicht allerdings ein erhebliches Ärgernis ist. Mit anderen Worten sehe ich nach wie vor das Gebot, den Eintrag von Schadstoffen in Gewässer bereits an der Quelle zu begrenzen, als sinnvoll an, auch wenn die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung künftig eingestellt oder faktisch eingestellt werden sollte.

UMK-AG „Ursachen der Klärschlammbelastungen mit schädlichen Stoffen, Maßnahmenplan“

Im August 2000 hat eine von der UMK ins Leben gerufene Arbeitsgemeinschaft eine Fülle von Vorschlägen vorgestellt, die letztlich dem Ziel dienen sollen, die Klärschlammqualität zu verbessern und damit die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung zu sichern.

Auf den Abschlußbericht vom 25.8.2000 dieser Arbeitsgruppe wird hiermit verwiesen, da sich verständlicherweise eine ganze Reihe der darin beschriebenen Maßnahmen oder Forderungen auf den Bereich des Abwasserpfades beziehen. (Reduzierung des LAS-Gehaltes im Abwasser; bessere Abbaubarkeit von Tensiden; DEHP, TBT und Nonylphenol im Anhang der AbwV regeln; Kenntnisse und ggf. Auflagen für Abwasserbehandlungschemikalien verbessern; Kontrollen im Bereich der Indirekteinleitungen effizienter gestalten.)

Probleme bei der Kofermentation

Ein möglicherweise eher rechtliches als fachliches Problem stellt die sogenannte Kofermentation von Bioabfällen in Faultürmen von Abwasserbehandlungsanlagen dar. Das Problem hierbei ist zunächst, dass es abfallrechtlich keine Möglichkeiten gibt, die Zugabe von Materialien in den Faulturm zu reglementieren (Reichweite abfallrechtlicher Bestimmungen). Auch das Wasserrecht enthält derzeit keine Möglichkeiten, auf den Input von Abwasserbehandlungsanlagen einzuwirken. So ist es z.B. möglich, Bioabfälle, die nicht den Anforderungen der Bioabfallverordnung entsprechen, in den Faultürmen einzusetzen (z.B. zur Erhöhung der Gasausbeute). Das Material unterliegt nach erfolgter Fermentation und im Fall der landwirtschaftlichen Verwertung den Bestimmungen der Klärschlammverordnung und damit höheren Schadstoffgrenzwerten als der Bioabfallverordnung.

Für den Fall der Beseitigung des Fermentationsrückstandes wären ergänzende Regelungen hinsichtlich der Materialien, die in den Faulturm gegeben werden können, nicht erforderlich, wohl aber im Fall einer landwirtschaftlichen Verwertung. Fachlich ist diese Art der Kofermentation, für die sich zahlreiche namhafte Fachleute einsetzen, vom Grundsatz her akzeptabel – es fehlen allerdings die rechtlichen Rahmenbedingungen für den Einsatz der Zusatz-

stoffe in den Faulturm. Hier ist es erforderlich, dass von der Seite des Wasserrechtes die Möglichkeit geschaffen wird, die Zuführung von qualitativ hochwertigen Bioabfällen in den Faulturm nur unter den gleichen Rahmenbedingungen zuzulassen wie deren Einsatz in eine Bioabfallbehandlungsanlage. Dies betreffe insbesondere die Schadstoffseite, aber auch die Anforderungen an die Seuchen- und Phytohygiene.

VOC-Emissionen aus Kläranlagen

Dr. Karl-Erich Köppke

Ingenieurbüro Dr. Köppke GmbH

1 Einleitung

Die Gruppe der leicht flüchtigen organischen Verbindungen werden als VOC (Volatile Organic Compounds) zusammengefasst. VOC-Emissionen sind für die Umwelt wegen ihres Potenzials für das Auslösen von photochemischen Reaktionen, die zur Ozonbildung beitragen, von großer Bedeutung. Darüber hinaus sind eine Vielzahl der Stoffe toxisch oder krebs-erzeugend. Daher ist für die nationale und internationale Umweltpolitik die Verminderung von VOC-Emissionen von herausragender Bedeutung.

2 Definition der VOC

Die Europäische Kommission definiert im Rahmen der Beschreibung der Best Available Technique (BAT), dass die Substanzen, die zu den VOC zu zählen sind, bei 20 °C einen Dampfdruck von größer als 0,3 kPa haben.¹⁾ In der 31. BImSchV vom 21.8.2001 werden flüchtige organische Verbindungen wie folgt definiert:²⁾

„...eine organische Verbindung, die bei 293,15 K einen Dampfdruck von 0,01 kPa oder mehr hat oder unter den jeweiligen Verwendungsbedingungen eine entsprechende Flüchtigkeit aufweist. Der Kreosoltanteil, der bei 293,15 K diesen Dampfdruck übersteigt, gilt als flüchtige organische Verbindung.“

Die TA Luft definiert nicht direkt, was unter VOC zu verstehen ist.³⁾ Sie legt nur fest, ab welchen physikalischen Randbedingungen und für welche Stoffklasse bestimmte Anforderungen der TA Luft anzuwenden sind.

In der nationalen und internationalen Fachliteratur werden häufig die Summenparameter TOC und VOC zur Beschreibung des gleichen Sachverhalts verwendet. Der Unterschied zwischen beiden Parametern besteht darin, dass der TOC Methan immer einschließt, der VOC meist jedoch nicht. Zur Vermeidung eines Missverständnisses wird immer häufiger das Kürzel NMVOC verwendet.

Darüber hinaus kürzt der Buchstabe C einmal den Begriff „Carbon“ (TOC) und einmal den Begriff „Compound“ (VOC) ab. So bezieht sich der Parameter VOC auf die Summe der organischen Stoffe, der Parameter TOC auf die Summe des organisch gebundenen Kohlenstoffs. In diesem Zusammenhang wird darauf hingewiesen, dass die dargestellten Untersuchungsergebnisse sich immer auf Kohlenstoff C beziehen. Dies gilt auch für die mit Hilfe

¹⁾ Europäische Kommission: Draft Reference Document on the Best Available Technique in the Large Volume Organic Chemical Industry, Dez. 2000.

²⁾ 31. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Begrenzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen bei der Verwendung von Lösemitteln in bestimmten Anlagen. Bundesgesetzblatt 2001, Teil I, Nr. 44 vom 24.8.2001.

³⁾ TA Luft vom 24.7.2002 (GMBI. S. 509).

eines FID durchgeführten Analysen. Nur auf diese Weise lässt sich der TOC des Abwassers mit dem VOC der Abluft vergleichen.

3 Rechtliche Anforderungen

Kommunale Kläranlagen werden in der Regel nach Wasserrecht genehmigt. Nach § 3 Abs. 2 der Abwasserverordnung dürfen Anforderungen an die Abwasserableitung nicht durch Verfahren erreicht werden, bei denen Schadgase in die Abluft entgegen dem Stand der Technik verlagert werden. Die grundsätzlichen Anforderungen wurde in der Vergangenheit meist auf Geruchsemissionen bezogen. Bislang waren VOC-Emissionen nicht Gegenstand von Genehmigungsverfahren nach Wasserrecht, zumal das deutsche Wasserecht den Parameter VOC nicht kennt. Grundsätzlich können die Genehmigungsbehörden jedoch die Regelungen der TA Luft anwenden, die seit der Novellierung im Jahr 2002 eine Begrenzung der C_{ges} -Emissionen vorschreibt.

Werden Industriekläranlagen als Nebenanlagen von Produktionsbetrieben definiert, unterliegen sie dem Bundesimmissionsschutzgesetz. In diesen Fällen ist die TA Luft unmittelbar anzuwenden. Die Emissionsbegrenzung der organischen Stoffe ist in Absatz 5.2.5 der neuen TA Luft vom Juli 2002 geregelt. Neben der Emissionsbegrenzung von Einzelstoffen der Klassen I bis III wurde in der neuen TA Luft auch der Summenparameter C_{ges} eingeführt. Danach dürfen organische Stoffe im Abgas, ausgenommen staubförmige organische Stoffe, den Massenstrom von 0,5 kg/h oder die Massenkonzentration von 50 mg/m³ jeweils abgegeben als Gesamtkohlenstoff nicht überschreiten. Dies bedeutet, dass formal die Genehmigungs- bzw. Überwachungsbehörden frei sind, ob der Massenstrom oder die Massenkonzentration begrenzt wird. In der Praxis sind die Behörden jedoch gehalten, die schärferen Anforderungen zu wählen.

Für den Bereich der Kläranlagen sind aus den Anhängen der Abwasserverordnung keine Anforderungen zur Emissionsbegrenzung leicht flüchtiger organischer Verbindungen ableitbar. Gleichwohl legt §18b WHG¹⁾ fest, dass für die Errichtung und den Betrieb von Abwasseranlagen die allgemein anerkannten Regeln der Technik gelten. Der Begriff „Technik“ erfasst dabei nicht nur die Belange des Gewässerschutzes (Abwassertechnik), sondern auch des Immissionsschutzes.²⁾

4 Methan- und NMVOC-Emissionsquellen in Deutschland

Um die Bedeutung der Kläranlagen bezüglich möglicher VOC-Emissionen einschätzen zu können, sind in **Tabelle 1** und **2** die Emissionen für Methan sowie NMVOC aus den wichtigsten Bereichen zusammengefasst. Die Zahlen basieren auf einer Abschätzung der European Environmental Agency, inventory report 2002.

¹⁾ Wasserhaushaltsgesetz in der Fassung vom 19.08.2002, BGBl. I Nr. 59 vom 23.8.2002, S. 3245.

²⁾ Sander, H.P.: Rechtliche Beurteilung von Emissionsproblemen. ATV-Seminar für die Abwasserpraxis, KFAA Essen, 1986.

Tabelle 1: Abschätzung Methanemissionen in Deutschland

Herkunftsquelle	Methan in t/a	%
Energieerzeugung	885.000	30,6
Treibstoffverbrennung	60.000	
flüchtige Emissionen aus Treibstoffen	825.000	
Landwirtschaft	1.205.000	41,8
Abfall (Deponien)	794.000	27,6
Gesamtemissionen	2.884.000	100,0

Tabelle 2: Abschätzung der NMVOC-Emissionen in Deutschland

Herkunftsquelle	NMVOC in t/a	%
Energieerzeugung	485.000	30,2
Treibstoffverbrennung (z.B. Verkehr)	411.000	
flüchtige Emissionen aus Treibstoffen	74.000	
Industrieprozesse	118.000	7,4
Lösungsmittel und andere Produktanwendungen	1.000.000	62,4
Gesamtemissionen	1.603.000	100,0

5 VOC-Untersuchungen auf kommunalen Kläranlagen

Im Auftrage des Umweltbundesamtes wurden die VOC-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen vom Institut WAR – Fachgebiet Abfalltechnik der Technischen Universität Darmstadt –, die Untersuchungen auf Kläranlagen der chemischen Industrie vom Ingenieurbüro Dr. Köppke in Bad Oeynhausen durchgeführt.

Die Messungen vom Institut WAR wurden auf insgesamt 6 kommunalen Kläranlagen durchgeführt. Es handelte sich hierbei um jeweils ein klein- und ein mittelgroß sowie vier groß dimensionierte Klärwerke, an denen unter verschiedenen Bedingungen gemessen wurde, um so repräsentative Daten für die Abschätzungen der Emissionen zu erhalten. Insgesamt wurde im Rahmen dieses Forschungsvorhabens das Abwasser von 5,8 Mio. Einwohnern untersucht. An den ausgewählten Anlagen wurden u.a. die Abluftkonzentrationen am Einlauf, Rechenhaus (mit und ohne Auffangbehälter), belüfteten Sandfang sowie an den Belebungsbecken vorgenommen. Die Anlagenstufen waren z. T. abgedeckt, so dass die Probenahmen erheblich erleichtert wurden. Die Ergebnisse sind in der **Tabelle 3** zusammengefasst. Die rot gekennzeichneten Analysenergebnisse zeigen an, dass die Grenzwerte der TA Luft überschritten wurden.

Tabelle 3: Messungen der VOC-Konzentrationen in mg C/m³ Abluft

	A		B		C		D		E		F	
Gesamtabwassermenge	15.895.000		5.485.970		75.800.000		90.794.000		89.098.000		90.481.500	
Messbedingungen	Winter		Winter		Sommer		Sommer		Herbst		Winter	
	trocken		Regen		trocken		Regen		gemischt		Gemischt	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Einlauf	x	x	0,16	77,4	72	3.413	x	x	6,1	73,7	34,5	113
Rechen					x	x	x	x	1,4	22,8	x	x
Containerhalle	0,25	13,6			x	x	x	x	x	x	x	x
Sandfang	0,02	22	0,79	10,3	197	7.889	x	x	3,3	77,1	5,8	24,5
Belebungsbecken 1	1,3	28	0	95,7	Anfang 16,7	1.595	0	16,5	20,6	105,6	34,6	1.791
					Mitte 6,3	27,86						
					Ende 0,96	6,65						
Belebungsbecken 2									0,62	13,8	5,95	19,77

Wie die Ergebnisse zeigen, konnten als wesentliche Emissionsquellen der Einlaufbereich, der belüftete Sandfang sowie das erste Belebungsbecken identifiziert werden. Wie die Untersuchungen ergeben haben, bestimmt Methan im Durchschnitt zu etwa einem Drittel die VOC-Gesamtemission.

Auf den Kläranlagen C, E und F wird die Abluft aus den Einlaufbereichen, Rechenbauwerken sowie den belüfteten Sandfängen gefasst und einer Abluftbehandlung zugeführt. Die Belebungsbecken der Kläranlage C sind nicht abgedeckt. Die Belebungsbecken der 1. Stufe der Kläranlage E sind abgedeckt, wobei die Abluft in Wäschern behandelt wird. Die Belebungsbecken der Kläranlage F sind teilweise abgedeckt, wobei die Abluft jedoch keiner Behandlung zugeführt wird.

6 VOC-Untersuchungen auf Kläranlagen der chemischen Industrie

In Laboruntersuchungen wurde im Rahmen dieses UBA-Forschungsvorhabens zunächst geprüft, ob die TOC-Abnahme in der Wasserphase mit den Messungen des VOC in der Abluft korreliert. Hierzu wurden aus dem Kläranlagenzulauf eine Abwasserprobe entnommen und einer Versuchsanordnung zugeführt. Vor Beginn der Belüftung wurde eine kleine Menge zur TOC-Bestimmung entnommen. Anschließend wurde die Probe intensiv belüftet, wobei die Abluft einem FID zur VOC-Bestimmung zugeleitet wurde. In bestimmten Zeitabständen wurden weitere kleine Proben dem Gefäß entnommen, um die Abnahme des TOC über die Zeit zu ermitteln. **Abbildung 1** zeigt die Versuchsanordnung.



Abbildung 1: Versuchsapparatur zur Überprüfung der TOC-Abnahme im Wasser und der VOC-Wiederfindungsrate im Abgasstrom

Die Ergebnisse für insgesamt 12 verschiedene Kläranlagenzuläufe aus unterschiedlichen Bereichen chemischer Produktionsprozesse sind in **Abbildung 2** zusammengestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass der flüchtige Anteil des TOC (gemessen als Abnahme des TOC in der Wasserphase) nicht mit dem VOC in der Abluft übereinstimmt. Daher ist auch eine Bilanzierung über die Kohlenstoffkonzentration in der Wasserphase und in der Abluft der einzelnen Behandlungsstufen nicht möglich.

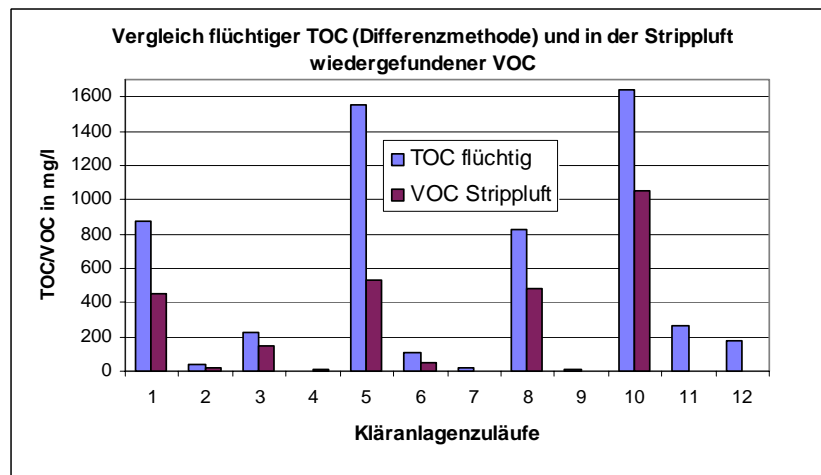


Abbildung 2: Vergleich des flüchtigen TOC mit dem VOC in der Strippluft.

Die Untersuchungen vor Ort wurden an verschiedenen Behandlungsstufen der Kläranlagen durchgeführt, die fast alle abgedeckt waren und deren Abluft einer Behandlung zugeführt wurde. **Abbildung 3** zeigt die abgedeckten Stapelbehälter der Kläranlage A. Die Untersuchungen wurden mit einem mobilen FID durchgeführt (**Abbildung 4**).



Abbildung 3: Abgedeckte Stapelbehälter der Kläranlage A

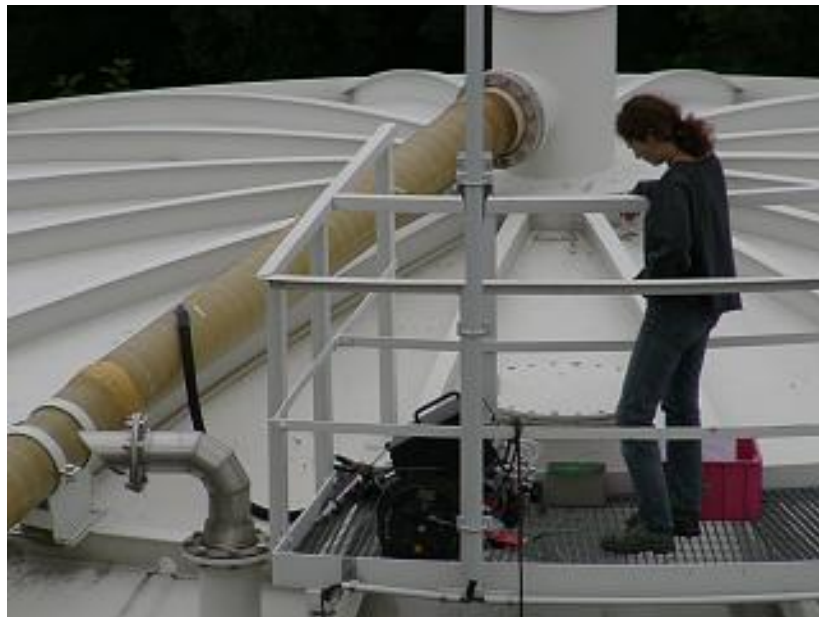


Abbildung 4: Durchführung der Messungen mit einem mobilen FID

Die Ergebnisse der Untersuchungen auf der Kläranlage A sind in **Abbildung 5** dargestellt.

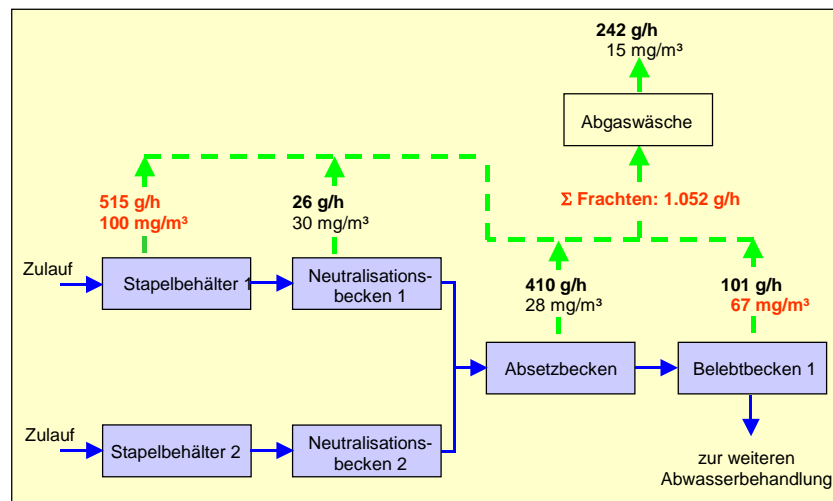


Abbildung 5: Ergebnisse der VOC-Messungen auf der Kläranlage A der chemischen Industrie

Auch hier sind die Überschreitungen der Grenzwerte der TA Luft in rot gekennzeichnet. Die Ergebnisse auf der Kläranlage B sind in **Abbildung 6** zusammenfassend dargestellt.

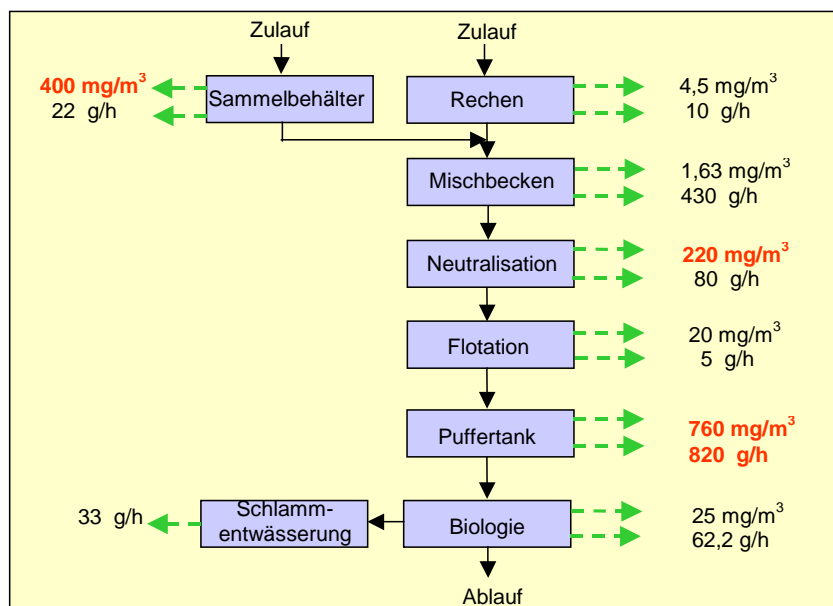


Abbildung 6: Ergebnisse der VOC-Messungen auf der Kläranlage B der chemischen Industrie

In **Tabelle 4** sind die Hauptemissionsquellen für VOC, wie sie im Rahmen der Untersuchungen beider Forschungsvorhaben identifiziert wurden, noch einmal zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 4: VOC-Hauptemissionsquellen auf Kläranlagen

kommunale Kläranlagen	Kläranlagen der chemischen Industrie
Einlaufbereich	Stapelbehälter mit langer Verweilzeit vor der Biologie
Sandfang	
Belebungsbecken	

7 Vergleich der Untersuchungsergebnisse in den Emissionen aus anderen Bereichen

Werden für die kommunalen Kläranlagen die gemessenen Abluftemissionen auf die behandelte Abwassermenge bezogen, ergeben sich spezifische Emissionsfaktoren von 35 bis 350 mg C/m³ Abwasser. Werden diese Faktoren auf die in Deutschland behandelte Abwassermenge hochgerechnet, ergeben sich Emissionen für Methan zwischen 163 und 1.710 t CH₄/a sowie für NMVOC zwischen 271 und 2.849 t NMVOC/a. Ein Vergleich dieser Hochrechnungen mit den Abschätzungen für andere Herkunftsbereiche (Tabellen 1 und 2) ergibt, dass die Anteile der CH₄-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen unter 0,1 % und die der NMVOC-Emissionen unter 0,2 % der jeweiligen Gesamtemissionen liegen. Die Bedeutung der VOC-Emissionen aus den Kläranlagen der chemischen Industrie ist noch geringer einzuschätzen.

8 Schlussfolgerungen

Werden die Regelungen der TA Luft zur VOC-Begrenzung auf Kläranlagen angewendet, so müssten alle emissionsrelevanten Behandlungsstufen abgedeckt, die Abluft gefasst und anschließend behandelt werden. In diesem Falle ist zu klären, ob die einzelnen Behandlungsstufen oder die Kläranlage insgesamt zu betrachten ist. Letzteres würde eine erhebliche Verschärfung der Anforderungen bedeuten.

Auf der anderen Seite ist zu beachten, dass der Aufwand für Abdeckungen mit den erforderlichen Abluftbehandlungsmaßnahmen erheblich, der Nutzen zur Verminderung der VOC-Gesamtemissionen in Deutschland jedoch gering ist. Gleichwohl darf dieser Aspekt nicht zu hoch bewertet werden, weil er dann umgekehrt auch von anderen Emittenden reklamiert werden würde.

Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser - Potenziale und Verfahren -

Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, ISA der RWTH Aachen
Dr.-Ing. J. Krampe, Dipl.-Ing. A. Weideler, ISWA der Universität Stuttgart

Zusammenfassung

Wegen des nicht zu vernachlässigenden Schadstoffgehaltes kommunaler Klärschlämme wird ihre landwirtschaftliche Verwertung zukünftig abnehmen oder gänzlich unterbleiben. Es ist daher zu untersuchen, ob und unter welchen technischen und ökonomischen Randbedingungen eine Rückgewinnung des Phosphors aus dem Abwasser oder Klärschlamm und seine separate Verwertung als Düngemittel möglich und sinnvoll sind. Dazu werden zunächst die Bedeutung des Phosphors und seine geologischen und biologischen Kreisläufe vorgestellt. Aus einer überschlägigen Gesamtbilanz wird abgeschätzt, dass maximal 20 bis 25 % des Düngemiteleinsatzes in Deutschland durch recycelten Phosphor substituiert werden können. Danach werden die möglichen Einsatzstellen auf Kläranlagen, die bisher entwickelten Verfahren und die sich aus der Phosphornutzung ergebenden Randbedingungen diskutiert. Weiter werden aktuelle Forschungsprojekte in Deutschland zum Thema vorgestellt.

1 Einführung

Die Verwertung von Schlämmen aus kommunalen Kläranlagen in der Landwirtschaft ist seit langem umstritten. Auf der einen Seite können durch diesen Entsorgungsweg die Nährstoffe in ihrem natürlichen Kreislauf belassen werden, auf der anderen Seite ist Klärschlamm eine Senke für die im Abwasser enthaltenen organischen und anorganischen Schadstoffe. Aus heutiger Sicht zeichnet sich ab, dass Klärschlamm nach einer Übergangszeit nur noch in geringen Mengen landwirtschaftlich verwertet werden wird.

Damit entfällt jedoch die Rückführung des Phosphors in den Nährstoffkreislauf. Da Phosphor – im Gegensatz zum Stickstoff – unter natürlichen Bedingungen nicht gasförmig vorkommt, ist eine Fixierung aus der Atmosphäre nicht möglich. Die Phosphorverluste müssen daher durch beschleunigten Abbau der Lagerstätten ausgeglichen werden. Es stellt sich daher die Frage, ob eine Rückgewinnung des Phosphors aus dem Abwasser oder Klärschlamm technisch und wirtschaftlich sinnvoll ist. Diese Rückgewinnung böte die Möglichkeit, den Phosphorgehalt des Klärschlammes zu nutzen, ohne die Lebensmittelproduktion mit seinem Schadstoffgehalt zu belasten.

2 Bedeutung des Phosphors

Phosphor ist ein nichtmetallisches Element, das aufgrund seiner physikalischen Struktur sehr reaktiv ist. Wegen der hohen Reaktionsfähigkeit tritt es unter natürlichen Bedingungen nicht in elementarer Form, sondern immer in Verbindungen mit anderen Elementen als Phosphat auf. In der Erdkruste kommt Phosphor zum überwiegenden Teil in Form des Minerals Apatit vor. Die Erdkruste besteht zu 1,3 % aus Phosphor, es ist damit das elf-häufigste Element.

Die besondere Bedeutung des Phosphors ergibt sich aus seiner essenziellen Funktion in allen biologischen Prozessen. Er spielt eine Schlüsselrolle bei der Übertragung und Speicherung von Energie und bei der Synthese von Aminosäuren und Proteinen.

Weil ohne eine ausreichende Phosphorzufuhr kein Pflanzenwachstum möglich ist, ist Phosphat – neben Stickstoff und Kalium – der wichtigste Bestandteil von Düngemitteln. Etwa 80 – 85 % des gesamten, aus der Erdkruste gewonnenen Phosphates wird bei der Düngemittelherstellung verbraucht. Weitere wichtige Nutzungen sind die als Zusatz für Futtermittel und in Wasch- und Reinigungsmitteln. Darüber hinaus gibt es viele industrielle Nutzungen, so z. B. als Korrosionsschutzmittel in der Metalloberflächenbehandlung.

3 Der Kreislauf des Phosphors

Phosphor befindet sich auf der Erde in mehreren, deutlich voneinander zu unterscheidenden Kreisläufen (Bennett und Carpenter, 2002; Emsley, 1980), die in **Abbildung 1** dargestellt sind:

- Der übergeordnete, geologische Kreislauf (I)
- Der biologische Kreislauf an Land (II)
- Der biologische Kreislauf im Wasser (in der Abbildung nicht gezeigt).

Der geologische Kreislauf ist dadurch geprägt, dass der durch Erosion aus dem Boden ausgewaschene und über die Flüsse in die Meere transportierte Phosphor sich im Meeres-sediment anreichert und von dort nur durch geologische Bewegungen der Erdkruste wieder in den Kreislauf gelangt. Die Zeit zum Durchlaufen dieses Kreislaufes ist daher sehr lang, sie beträgt etwa 106 bis 109 Jahre (Emsley, 1980).

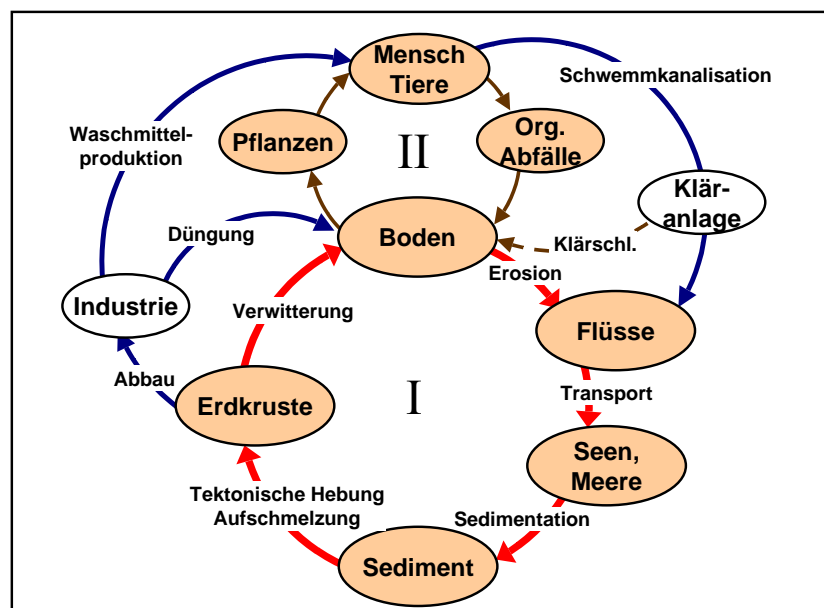


Abbildung 1: Kreisläufe des Phosphors

Wenn der Phosphor sich im oberen Teil der Erdkruste, dem Boden, befindet, steht er als Nährstoff für die biologischen Prozesse zur Verfügung. Die Geschwindigkeit in diesem Kreislauf ist sehr viel höher: er wird in wenigen Wochen bis einigen Jahren durchlaufen. Durch menschliche Aktivitäten werden diese natürlichen Kreisläufe gestört: Die Ausbeutung phosphatreicher Lagerstätten in der Erdkruste, vornehmlich für die Dünge- und Waschmittelproduktion, führt zu einer Reduzierung der abbauwürdigen Gesteine und widerspricht damit dem Gebot der Nachhaltigkeit.

Durch den Bau von Schwemmkanalisationen ist der Anteil der organischen Reststoffe, der auf den Boden und damit in den natürlichen Kreislauf zurückgeführt wird, zurückgegangen. Die dadurch reduzierte Nährstoffzufuhr muss durch erhöhte Aufbringung von Mineraldüngern ausgeglichen werden. Bei einer Reduzierung oder Beendigung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung verschärft sich diese Problematik, woraus sich die Bedeutung der Phosphorrückgewinnung ergibt.

4 Phosphatreserven

Laut United States Geological Survey werden als Reserven derzeit die Phosphatvorkommen definiert, die unter 35 US\$ je Tonne marktfähig gefördert und aufbereitet werden können (Jasinski, 2002). Weitere Reservepotenziale umfassen alle Lagerstätten, die unter 100 US\$ pro Tonne abgebaut werden können. Aktuell betragen die abbauwürdigen Reserven ca. 12 Mrd. Tonnen marktfähiges Rohphosphaterz (ca. 1,6 Mrd. Tonnen P) und die weiterreichenden Reserven ca. 47 Mrd. Tonnen marktfähiges Rohphosphaterz (ca. 6,2 Mrd. Tonnen P) (Jasinski, 2002), siehe auch **Abbildung 2**.

Eine Prognose über den Erschöpfungszeitpunkt der Phosphatreserven ist u.a. wegen der Unsicherheiten bzgl. der Entwicklungen im Bereich der Fördertechnologie, unentdeckter Lagerstätten sowie des zukünftigen weltweiten Bedarfs sehr schwierig.

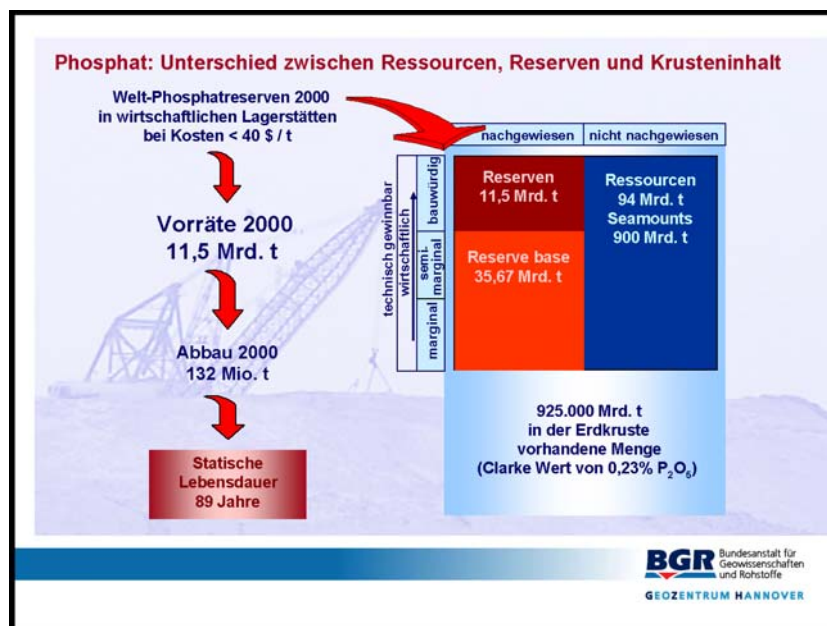


Abbildung 1: Darstellung von Unterschieden zwischen P-Ressourcen, Reserven und Krusteninhalt (Wagner, 2003)

Aus den obigen Zahlen ergibt sich jedoch, dass die Reserven noch mindestens über 100 Jahre und die Reservepotenziale zusätzlich ca. 400 Jahre reichen (vgl. ATV-DVWK, 2003). Es sei aber auch angemerkt, dass Schätzungen in einem weiten Bereich schwanken, vgl. hierzu (Driver, 1999; Wagner, 2003). Dies hängt auch damit zusammen, dass immer der aktuelle Kenntnisstand angesetzt wird. In der Realität ändern sich die Reserven durch fortschreitende Exploration und die Produktion durch eine verbesserte Fördertechnik ständig (Baumann, 2003).

5 Abschätzung des Rückgewinnungspotenzials

Um einen Eindruck zu bekommen, wie hoch der maximal mögliche Beitrag einer Phosphor-Rückgewinnung zur Gesamtposphorbilanz der Bundesrepublik Deutschland sein kann, genügt die überschlägige Ermittlung einiger Faustzahlen:

Es wird angenommen, dass in Deutschland etwa 75 Mio. Einwohner und 50 Mio. Einwohnergleichwerte aus Industrie und Gewerbe an die öffentliche Abwasserentsorgung angeschlossen sind. Die einwohnerspezifischen Phosphor-Frachten wurden 1975 mit fast 5 gP/(E·d) angenommen (Koppe und Stozek, 1990). Durch die Phosphat-Höchstmengenverordnung konnte dieser Wert deutlich reduziert werden (Hamm, 1989). Heute wird die tägliche Fracht teilweise auf nur noch 1,8 gP/(E·d) abgeschätzt (Behrendt et al., 1999). Durch den zunehmenden Gebrauch phosphathaltiger Geschirrspülmittel in Tablettenform könnte dieser Wert allerdings wieder ansteigen. Siegrist und Boller (1999) schätzen die Phosphorfracht in der Schweiz nach dem vollständigen Verbot von Phosphor in Wasch- und Reinigungsmitteln auf 2,63 gP/(E·d). In der internationalen Literatur (Henze et al., 2002) werden für verschiedene Länder Werte zwischen 1,10 – 5,48 gP/(E·d) genannt.

Unter der Annahme einer Fracht von 2 gP/(E·d) aus dem häuslichen Abwasser und von 1 gP/(EGW·d) aus dem industriellen Abwasser ergibt sich eine Gesamtfracht im kommunalen Abwasser von 73.000 Tonnen Phosphor pro Jahr.

Die Eliminationsleistung der Kläranlagen beträgt im Mittel etwa 85 %. Die Gesamtfracht im Ablauf der deutschen kommunalen Kläranlagen beträgt also etwa 11.000 tP/a. Diese Zahl deckt sich sehr gut mit Angaben des Umweltbundesamtes, wonach die Phosphoremissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands aus kommunalen Kläranlagen 11.500 tP/a betragen (Behrendt et al., 1999; UBA, 2001).

Durch das Schlammwachstum in biologischen Kläranlagen wird ein Teil der Phosphorfracht des Abwassers in den Schlamm eingebaut und mit diesem entsorgt. Bei einem mittleren Faulschlammmanfall von 60 gTS/(EW·d) und einem Phosphorgehalt von 0,01 gP/gTS beträgt die auf diesem Weg eliminierte Phosphorfracht 27.375 tP/a.

Die verbleibende Differenz von $(73.000 - 11.000 - 27.375 =) 34.625$ tP/a wird durch die Verfahren der erhöhten biologischen P-Elimination und/oder der chemischen P-Fällung aus dem Abwasser entfernt. Die Art der Elimination beeinflusst die chemische Bindungsform des Phosphors im Klärschlamm und ist daher für die Frage der Phosphorrückgewinnung von hoher Bedeutung; eine sichere Quantifizierung der Eliminationsanteile ist aber derzeit kaum möglich. Vermutlich wird der überwiegende Teil der Phosphate durch Eisen- oder Aluminiumfällung eliminiert und liegt daher in den resultierenden Bindungsformen im Schlamm vor. **Tabelle 1** zeigt zusammenfassend die Massenströme.

Tabelle 1: Massenströme und Verbleib des Phosphors im kommunalen Abwasser
– Gesamtbilanz für die Bundesrepublik Deutschland.

	Massenstrom tP/a	Anteil %
Rohabwasser	73.000	100
Inkorporation in den Schlamm	27.375	38
Chemische oder biologische Elimination	34.625	47
Gereinigtes Abwasser	11.000	15

Die Zahlenwerte geben das maximale, theoretische Rückgewinnungspotenzial an. Da unabhängig von der Art der Rückgewinnung immer eine Restfracht im Ablauf verbleibt, liegt es bei etwa 62.000 tP/a. Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und Praktikabilität liegt das realistische Rückgewinnungspotenzial deutlich niedriger. Unter der Annahme, dass für höchstens 80 % aller Abwässer Phosphorrückgewinnungsanlagen gebaut werden können und diese dann mit einem Wirkungsgrad von etwa 80 % arbeiten, ergibt sich das maximale, praktische Rückgewinnungspotenzial zu etwa 40.000 t P/a. Die Bedeutung dieses Potenzials kann abgeschätzt werden, wenn man es mit dem Düngemittelabsatz in der BRD vergleicht: er lag im Durchschnitt der letzten Jahre bei etwa 180.000 tP/a (Industrieverband Agrar, 2002).

6 Einsatz der Phosphorrückgewinnung

Innerhalb einer Abwasserreinigungsanlage besteht an mehreren Stellen die Möglichkeit, Anlagen zur Phosphorrückgewinnung einzusetzen. Diese Einsatzstellen unterscheiden sich hinsichtlich mehrerer, für die Art und die Effizienz der Rückgewinnungsverfahren entscheidender Kriterien:

- Durchsatzmenge, Volumenstrom,
- Phosphorkonzentration,
- Feststoffkonzentration,
- Bindungsform des Phosphors und
- Rückgewinnungspotenzial.

Mögliche Einsatzstellen sind in **Abbildung 3** eingezeichnet:

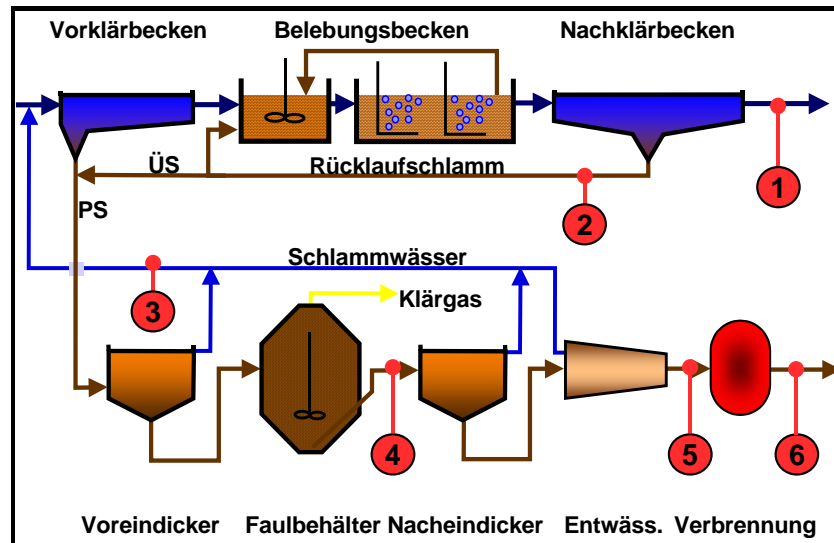


Abbildung 3: Einsatzstellen einer Phosphorrückgewinnung

Bei der Wahl des am besten geeigneten Einsatzortes sind zwei unterschiedliche Zielsetzungen denkbar:

Wenn die Zielsetzung darin besteht, eine möglichst wirtschaftliche Anlage zur Phosphorrückgewinnung zu betreiben, scheint es vernünftig zu sein, die günstige Bindungsform des Phosphors in den Schlammwässern zu nutzen und dort eine Fällungs- oder Kristallisationsanlage zu betreiben. Im Ablauf einer Kläranlage sind die Konzentrationen zu gering für den wirtschaftlichen Betrieb einer solchen Anlage. Außerdem besteht die Gefahr, dass bei einem Ausfall der Rückgewinnungsanlage die Phosphorbelastung des Vorfluters ansteigt.

Eine andere Zielsetzung kann darin bestehen, insgesamt in der Bundesrepublik Deutschland einen möglichst hohen Anteil der Phosphate zurückzugewinnen. Dann ist der Einsatzort „Entwässerter Schlamm“ besser geeignet, weil hier das Rückgewinnungspotenzial hoch ist. Der Einsatzort 6 (Klärschlammmasche) ist auch sinnvoll, allerdings wird bundesweit nur ein geringer Anteil der Klärschlämme in Monoverbrennungsanlagen verbrannt.

7 Verfahren zur Phosphorrückgewinnung

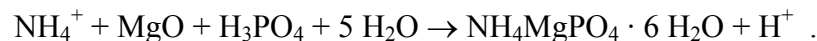
Als Phosphorrückgewinnung werden diejenigen Verfahren bezeichnet, bei denen ein mineralisches Produkt mit hohem Phosphoranteil gewonnen wird, welches entweder direkt in der Landwirtschaft oder als Rohstoff in der Düngemittelindustrie verwendet werden kann. Diese Produkte werden bei den meisten Verfahren durch Fällung oder Kristallisation erzeugt. Unge löste Phosphate im Klärschlamm oder in der Asche einer Klärschlammverbrennungsanlage müssen durch je nach Bindungsform unterschiedliche Methoden vorher rückgelöst werden.

Die Verfahren können nach der Form des rückgewonnenen Phosphates unterschieden werden:

Fällungsverfahren:

Zur gezielten Entnahme und direkten Rückgewinnung von Phosphor stehen grundsätzlich alle handelsüblichen Fällmittel (Metallsalze, Kalkhydrat, Aluminate) bei der Nachfällung oder der Fällung von Abwasser im Nebenstrom zur Verfügung. Wird jedoch mit Eisen- oder Aluminiumsalzen gefällt, ist das Produkt wegen der schlechten Pflanzenverfügbarkeit in der Landwirtschaft nur sehr eingeschränkt einsetzbar und wegen technischer Probleme in der Düngemittelindustrie nicht erwünscht (Driver et al., 1999).

Ein Sonderfall ist die Ausfällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP, auch Struvit genannt) nach folgender Reaktionsgleichung:



Zur Einstellung des notwendigen stöchiometrischen Verhältnisses von Magnesium, Ammonium und Phosphat von 1:1:1 gemäß obiger Gleichung ist in der Regel die Dosierung von Magnesium als MgCl_2 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$ oder Mg_2HPO_4 erforderlich. Die für die MAP-Fällung notwendige Erhöhung des pH-Wertes auf 8,5 – 9,0 erfolgt oft mit Natronlauge. Die MAP-Fällung wird vor allem in Japan angewandt (ATV-DVWK, 2003).

Kristallisationsverfahren:

Im Abwasser liegen die notwendigen Reaktionspartner meist in ausreichender Konzentration vor. Durch die Zugabe von Impfkristallen wie Sand, Klinker oder Calcit wird eine Kristallbildung induziert. Als Reaktoren kommen sowohl Wirbelschichtreaktoren als auch Festbettreaktoren zum Einsatz. Teilweise muss vor dem eigentlichen Kristallisationsverfahren das gelöste Kohlendioxid durch pH-Wert-Absenkung entfernt werden. Die Kristallbildung selbst läuft bei pH-Werten zwischen 8 und 9 ab. Neben der Bildung von Calciumphosphat-Kristallen ist auch die Bildung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) möglich. Die Kristallisationsverfahren sind bereits in verschiedenen Prozessen sowohl halb- als auch großtechnisch untersucht worden (Brett et al., 1997; Donnert und Salecker, 1999; Giesen, 1999; Ueno und Fujii, 2001).

Die Effektivität der Kristallisationsverfahren kann deutlich erhöht werden, wenn sie in einem hochkonzentrierten Teilstrom eingesetzt werden. Diese Aufkonzentrierung ist möglich durch erhöhte biologische Phosphoreliminationsverfahren wie etwa den Phostrip-Prozess (Stratful et al., 1999) oder durch Ionenaustauscher wie beim REM-NUT-Prozess (Liberti et al., 2001).

Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen:

Im Klärschlamm oder in der Klärschlammasche liegen Phosphate – in je nach Phosphoreliminationsverfahren unterschiedlicher Bindungsform – ungelöst vor. Allgemein sind zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm oder Klärschlammaschen folgende Schritte notwendig (Stark, 2002), siehe auch **Abbildung 4**:

- Rücklösung des im Schlamm gebundenen Phosphors durch den (evtl. kombinierten) Einsatz von Säuren, Laugen, Hitze und Druck

- Abtrennung der phosphorreichen flüssigen Phase von der zurückbleibenden festen Phase
- Phosphorrückgewinnung aus der flüssigen Phase (z.B. mittels Fällung, Kristallisation oder Ionenaustausch; siehe oben) und Abtrennung des Phosphorproduktes.

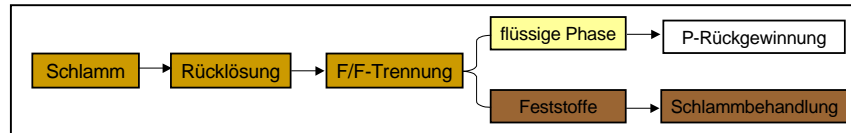


Abbildung 4: Schematische Darstellung der Phosphorrückgewinnung aus Schlamm (nach Stark, 2002)

Zur Rückgewinnung von Phosphaten aus Klärschlamm bzw. Klärschlammaschen sind verschiedene, teilweise sehr komplizierte Prozesse vorgestellt worden. Eine Rücklösung ist je nach Phosphoreliminationsverfahren während der Abwasserreinigung möglich durch Eluation mit Schwefelsäure wie beim BioCon-Verfahren (Hultman et al., 2001), durch kombinierte chemisch-thermische Behandlung wie beim Krepro-Verfahren (Hultman et al., 2001) oder durch die Bildung von Metallsulfiden unter strikt anaeroben Bedingungen (Suschka et al., 2001). Weiter wird von der Auswaschung mit heißem Wasser berichtet (Brett et al., 1997). Die Gewinnung eines phosphorreichen Produktes erfolgt bei allen Prozessen durch die schon oben genannten Verfahren (Fällung, Kristallisation, Ionenaustausch...).

8 Nutzung der rückgewonnenen Phosphate

Ein Phosphorrecycling ist nur sinnvoll, wenn die gewonnenen Produkte auch nutzbar sind, vornehmlich in der Landwirtschaft zur Substitution von Mineraldüngerimporten. Dabei sind zwei Wege möglich: die direkte Verwendung als Dünger oder die Verwendung als Rohstoff für die Düngemittelproduktion.

Wenn die Produkte direkt in der Landwirtschaft genutzt werden, spielt die Frage der Pflanzenverfügbarkeit die entscheidende Rolle. Dabei ist wichtig, aus welchen Komponenten das Fällungs- oder Kristallisationsprodukt besteht. Wenn die Phosphate mit Eisen oder Aluminium gebunden wurden, wie z. B. beim Tertiärschlamm aus einer Nachfällungsanlage, ist die Pflanzenverfügbarkeit und damit auch die Nutzungsmöglichkeit gering. Bei der Verwendung von Kalk verbessert sich die Anwendbarkeit. Das Kristallisationsprodukt Struvit wird in Japan mit anderen Düngern gemischt und sackweise verkauft. Dabei wird auf das Struvit (MAP) deutlich hingewiesen, es soll angeblich den Geschmack des damit gedüngten Reis verbessern (Ueno und Fujii, 2001).

Die zweite Nutzungsmöglichkeit besteht in der Verwendung als Rohstoff für die Düngemittelproduktion. Es existieren prinzipiell zwei Methoden zur Gewinnung von Phosphat aus phosphatreichen Erzen:

Beim „thermischen Weg“ werden die Erze in Elektroöfen bei sehr hohen Temperaturen gebrannt, dabei entsteht elementarer Phosphor. Wegen des hohen Energieverbrauches nimmt die Bedeutung dieses Verfahrens ab. Die größte europäische Anlage steht in den Niederlanden, in Deutschland arbeitet keine Anlage mehr nach diesem Prinzip. Bei der Nutzung

alternativer Rohstoffe wie Klärschlammaschen oder Kristallisationsprodukten werden folgende Anforderungen gestellt (Driver et al., 1999; Schipper et al., 2001):

- Der P_2O_5 –Gehalt sollte über 250 g/kg liegen.
- Die Konzentration einzelner Verunreinigungen darf bestimmte Grenzwerte (Cu < 500 mg/kg; Zn < 100 mg/kg) nicht überschreiten.
- Der Wassergehalt sollte möglichst niedrig sein, da keine Abfallwärme für eine Trocknung zur Verfügung steht.
- Der Gehalt an organischem Material sollte gering sein (< 5 % C).
- Der Gehalt an Ammonium sollte gering sein, um hohe Stickoxid-Emissionen zu vermeiden.
- Der Eisengehalt sollte gering sein (< 1%), da ansonsten unerwünschtes Ferrophosphat gebildet wird.
- Der Aluminiumgehalt sollte unter 2 % liegen.

Beim zweiten Verfahren, dem sogenannten „nassen Weg“, werden die Phosphate aus dem Rohmaterial durch Schwefelsäure oder Phosphorsäure gelöst. Das Verfahren ist weniger energieintensiv, die Produkte enthalten jedoch höhere Konzentrationen an Verunreinigungen (Brett et al., 1997), so dass gegebenenfalls weitere Aufbereitungsschritte notwendig werden. Auch bei diesem Verfahren müssen die Fe- und Al- Gehalte unter 2 % liegen (Driver et al., 1999).

Die Möglichkeiten und das Interesse zur Nutzung von Klärschlamm, Klärschlammaschen oder Produkten aus Phosphorrückgewinnungsanlagen in der Phosphatindustrie scheinen derzeit begrenzt zu sein. Dies erschwert die Errichtung von Anlagen zur Phosphatrückgewinnung, da die Absatzwege des gewonnenen Produktes derzeit oftmals unklar sind. Eine Ausnahme bilden hierbei Anlagen, die MAP erzeugen, da dieses direkt als Düngemittel verwendet werden kann. So werden von einer deutschen Firma rund 100 € pro Tonne MAP bezahlt (CEEP, 2004). Das geringe Interesse der Phosphatindustrie an „recyclten“ Phosphatprodukten ist auf der anderen Seite darauf zurückzuführen, dass bisher nur geringe Mengen an recyceltem Phosphor zur Verfügung stehen. Dies könnte sich aus zwei Gründen zukünftig ändern: die Kosten für die Gewinnung von Phosphaterzen werden steigen und die Verunreinigungen der Rohstoffe, insbesondere mit Cadmium, werden zu erhöhten Aufbereitungskosten führen (Oosterhuis et al., 2000).

9 Aktuelle Forschungsprojekte zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser

Derzeit arbeiten verschiedene Forschungsgruppen an Projekten zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm bzw. Klärschlammaschen. So wird an der RWTH Aachen die Phosphorrückgewinnung im Hauptstrom der Abwasserreinigung als Magnesiumphosphat sowie die Rückgewinnung aus Bio-P-Schlamm als MAP untersucht. In einem gemeinsamen Projekt der RWTH Aachen und der Bauhaus Universität Weimar werden Untersuchungen zur Phosphorrückgewinnung aus Nachfallschlamm sowie Klärschlammaschen als Al-Phosphat durchgeführt. An der TU Darmstadt wird derzeit die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammaschen untersucht. Mitarbeiter des Forschungszentrums Karlsruhe arbeiten an der Phosphorrückgewinnung aus dem Überlauf von Phostrip-Anlagen als Ca-Phosphat im Kristallisationsverfahren. Weiter wird an der Universität Stuttgart ein Projekt zur Phosphorrückgewinnung als MAP aus ausgefautem Schlamm von Kläranlagen mit Simultanfällung

bearbeitet. Erwähnt werden muss auch das Seaborne Environmental Research Laboratory, Owschlag, ein privatwirtschaftliches Unternehmen, das das Seaborne-Verfahren zur Phosphorrückgewinnung entwickelt hat.

Aufgrund der Aktualität des Themas und der regen Forschungstätigkeit wurde die ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.1 "Phosphorrückgewinnung" gegründet, die im Juli 2003 ihren ersten Arbeitsbericht veröffentlicht hat (ATV-DVWK, 2003).

10 Fazit

Obwohl schon einige halb- und großtechnische Anlagen zur Phosphorrückgewinnung in Betrieb sind (vor allem in Skandinavien, Japan und den Niederlanden), besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, insbesondere zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm oder Klärschlammaschen. In Schweden wurde daher auch eine geplante gesetzliche Verpflichtung zur Rückgewinnung von 75 % des Phosphors in Abwasser und biologischen Abfällen (Hultman et al., 2001), bisher nicht umgesetzt. Weiter liegen derzeit die Kosten für aus Abwasser gewonnenes Phosphat noch ein Vielfaches über den Kosten für Phosphat aus geogenen Vorkommen (ATV-DVWK, 2003).

11 Literatur

- ATV-DVWK (2003): Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.1 „Phosphorrückgewinnung, KA – Abwasser, Abfall 50, S. 805-814, 2003
- Baumann, P. (2003): Studie zum Phosphorrecycling aus kommunalem Abwasser in Baden-Württemberg – Möglichkeiten und Grenzen. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Abschlussbericht, Stuttgart, 2003.
- Behrendt, H.; Huber, P.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, 1999.
- Bennett, E.; Carpenter, S. (2002): P Soup – The Global Phosphorus Cycle. World Watch Magazine, 3/4, 2002.
- Brett, S.; Guy, J.; Morse, G.K.; Lester, J.N. (1997): Phosphorus Removal and Recovery Technologies. Selper Publications, London, 1997.
- CEEP (2004): Scope Newsletter 57, S. 10. CEEP, Brüssel, 2004. Kostenloser Download unter <http://www.ceep-phosphates.org>.
- Donnert, D.; Salecker, M. (1999): Elimination of Phosphorus from Wastewater by Crystallisation. Environmental Technology 20, H.7, S.735-742, 1999.
- Driver, J.; Lijmbach, D.; Stehen, I. (1999): Why Recover Phosphorus für Recycling, and How? Environmental Technology 20, H.7, S. 651-662, 1999.
- Emsley, J. (2001): Phosphor – ein Element auf Leben und Tod. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 2001.
- Emsley, J. (1980): The Phosphorus Cycle. The Handbook of Environmental Chemistry, Vol.1, Part A, S. 149-166, Springer-Verlag, Berlin, 1980.
- Giesen, A. (1999): Crystallisation Process Enables Environmental Friendly Phosphate - Removal at Low Costs. Environmental Technology 20, H.7, S. 769-776, 1999.

- Hamm, A. (Hrsg.) (1989): Auswirkungen der Phosphat-Höchstmengenverordnung für Waschmittel auf Kläranlagen und in Gewässern. Academia Verlag Richarz, 1989.
- Henze, M.; Harremoës, P.; la Cour Jansen, J.; Arvin, E. (2002): Wastewater Treatment. Springer-Verlag, Berlin, 2002.
- Hultman, B.; Levlin, E.; Stark, K. (2001): Research and Experiences in Nordic Countries. Scope Newsletter 41, S. 29-32. CEEP, Brüssel, 2001. Kostenloser Download unter <http://www.ceep-phosphates.org>.
- Industrieverband Agrar e.V. (2002): Jahresbericht 2001/2002. Frankfurt, 2002.
- Jasinski, St. M. (2002): Mineral Commodity Summaries, Phosphate Rock. U.S. Geological Survey, January 2002.
- Jeanmaire, N. ; Evans, T. (2001): Technico-Economic Feasibility of P-Recovery from Municipal Wastewaters. Environmental Technology 22, H. 11, S. 1336-1362, 2001.
- Koppe, P.; Stozek, A. (1990): Kommunales Abwasser. 2. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen, 1990.
- Liberti, L.; Petruzzelli, D.; De Floria, L. (2001): REM-NUT Ion Exchange plus Struvite Precipitation Process. Environmental Technology 22, H. 11, S. 1313-1324, 2001.
- Oosterhuis, F.H.; Brouwer, F.M. ; Wijnants, H.J. (2000): A possible EU-wide charge on cadmium in phosphate fertilizers: Economic and environmental implications. Report No. E-00/02 to the European Commission. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam, 2000.
- Schipper, W.J.; Klapwijk, A.; Potjer, B.; Rulkens, W.H.; Temmink, B.G.; Kiestra, F.D.G.; Lijmbach, A.C.M. (2001): Phosphate Recycling in the Phosphorus Industry. Environmental Technology 22, H. 11, S. 1337-1346, 2001.
- Siegrist, H.; Boller, M. (1999): Auswirkungen des Phosphatverbotes in den Waschmitteln auf die Abwasserreinigung in der Schweiz. Korrespondenz Abwasser 46, H. 1, S. 57-65, 1999.
- Stark, K. (2002): Phosphorus release from sewage sludge by use of acids and bases. Licentiate thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, 2002.
- Stratful, I.; Brett, S.; Scrimshaw, M.B.; Lester, J.N. (1999): Biological Phosphorus Removal, its Role in Phosphorus Recycling. Environmental Technology 20, H.7, S. 681-696, 1999.
- Suschka, J.; Machnicka, A.; Poplawski, S. (2001): Phosphates Recovery from Iron Phosphates Sludge. Environmental Technology 22, H. 11, S.1295-1302, 2001.
- Ueno, Y.; Fujii, M. (2001): Three Years Experience of Operating and Selling. Recovered Struvite from Full-Scale Plant. Environmental Technology 22, H. 11, S.1373-1381, 2001.
- UBA (2001): Umweltbundesamt, Daten zur Umwelt. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2001.
- Wagner, M. (2003): Weltweite Phosphatvorräte und Kostenstrukturen bei ihrer Nutzung. Phosphortagung des UBA und des ISA am 06./07.02.2003 in Berlin, Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft Aachen, 2003.
- William, S. (1999): Struvite Precipitation in the Sludge stream at Slough Wastewater Treatment Plant and Opportunities for Phosphorus Recovery. Environmental Technology 20, H.7, S. 743-748, 1999.

Minimierung des Energieeinsatzes auf Kläranlagen

Dipl.-Ing. J. Hölle

Dr.-Ing. W. Götzelmann & Partner GmbH, Stuttgart

1 Bestandsdaten zum Energieverbrauch und Energieträgern auf Kläranlagen

Die Minimierung des Energieeinsatzes auf Kläranlagen ist nicht nur im Zusammenhang mit einer Novellierung der Abwasserverordnung ein relevantes Thema sondern auch im Hinblick der Gebührenkalkulation und Wirtschaftlichkeit ein wichtiger Aspekt, dem seit über 10 Jahren auch in der einschlägigen Fachliteratur entsprechende Aufmerksamkeit gewidmet wurde.

Grundlegende Untersuchungen und auch ausführliche Hinweise zum Thema „Energieverbrauch und Energieeinsparung auf Kläranlagen“ wurden 1994 durch ein von verschiedenen Bundesämtern der Schweiz veröffentlichtes Handbuch „Energie in ARA“ [3] dargelegt.

Vier Jahre später erschien von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg ein „Handbuch Wasser 4“ über den Stromverbrauch auf kommunalen Kläranlagen [2], welches bereits konkrete Ziele und Toleranzwerte zum spezifischem Stromverbrauch der Kläranlagen enthält.

Einen sehr umfangreichen und für die Gesamtbeurteilung der Situation der Kläranlagen in Deutschland wohl wichtigen Überblick verschafft das Handbuch „Energie in Kläranlagen“, welches vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein Westfalen im September 1999 herausgegeben wurde [1].

Für die Bestandsdatenauswertung wurden zur Erstellung jenes Handbuches 345 Kläranlagen mit insgesamt 30.000.000 EW-Ausbaugröße untersucht, sodass hieraus ein umfassender Überblick über deren energetische Situation möglich ist.

Die in meinem nachfolgenden Beitrag getroffenen Aussagen und Darstellungen werden sich daher im Wesentlichen auf die Auswertung vorgenannter Literaturangaben beziehen und stellen bezüglich des Energieverbrauchs in gesamt Deutschland lediglich eine sehr vereinfachte Hochrechnung dar.

Gestützt werden die Daten ergänzend durch eigene Auswertungen, welche sich dem Verfasser durch die Betreuung verschiedener Kläranlagen in Baden-Württemberg sowie durch die Begleitung eines Pilotprojektes „energieautarke Kläranlage“ ergeben haben.

Bei den Bestandsdaten wird daher im Wesentlichen auf Umfragen und statistische Ergebnisse der Jahre 1998 und 1999 zurückgegriffen. Es ist zu beachten, dass sich inzwischen durch die teilweise schon eingetretene veränderte Klärschlamm Entsorgung, welche hauptsächlich in den südlichen Bundesländern angegangen wird, höhere Energiebezugswerte ergeben. Dies geht teilweise allerdings bereits mit durchgeführten Energiesparmaßnahmen und Eigenenergieerzeugungsersteigerungen einher, so dass für eine generelle Beachtung nach wie vor von den vorliegenden Grundlagendaten ausgegangen werden kann.

Aus aktuellen Quellen (seit August 2004) lässt sich ableiten, dass der allgemeine Stromverbrauch in Deutschland insgesamt in den Jahren 1999 bis im Jahr 2000 um 12 % gestiegen ist. Die ca. 13.000 Kläranlagen in Deutschland verbrauchen aus vereinfachten Hochrechnungen eine Strommenge von 4.200.000.000 kWh/a, was dem Stromverbrauch sämtlicher Haushalte der Stadt Berlin entspricht. Durch diese Stromverbräuche sind die Kläranlagen als kommunale Stromgroßverbraucher anzusehen, da deren Strombedarf deutlich über dem der Schulen (3.000.000.000 kWh/a) liegt. Bei den vorgenannten Werten ist bereits berücksichtigt, dass die Kläranlagen bereits Eigenstromerzeugungen leisten, deren Anteile im Bereich der Wärmeenergie deutlich höher sind als im Bereich der Stromerzeugung.

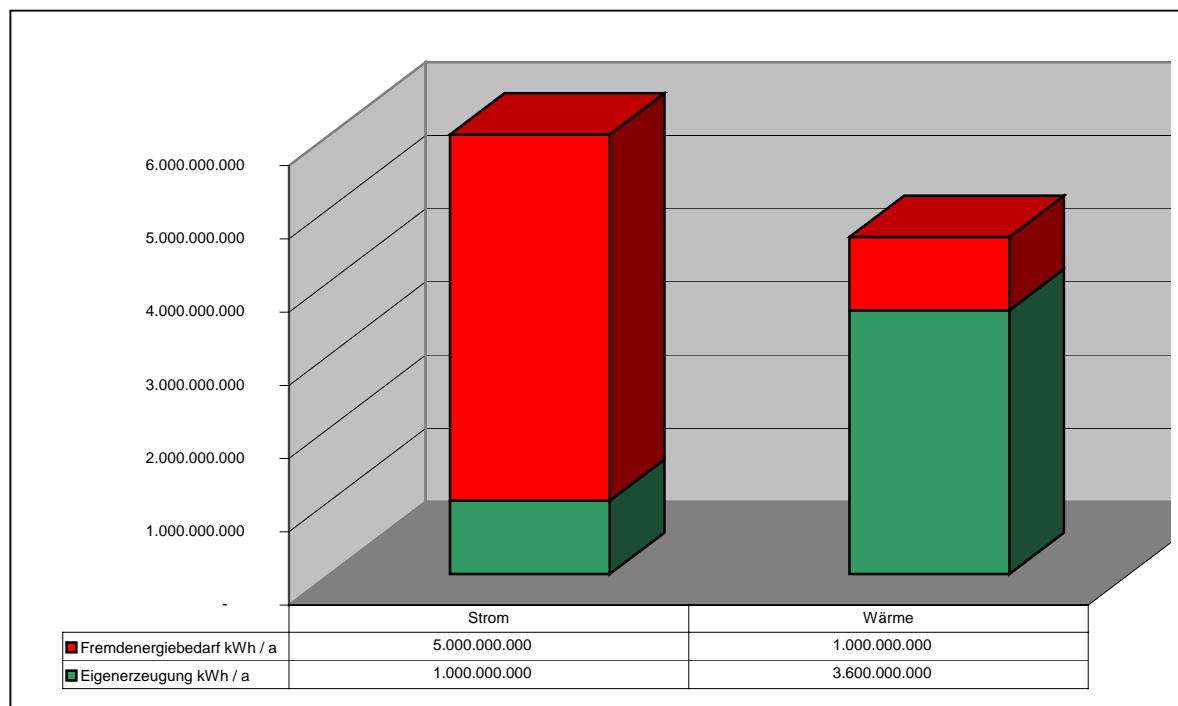


Abbildung 1: Energiebedarf der Kläranlagen in Deutschland, Angaben in kWh/a

Abbildung 1 zeigt den Eigenerzeugungs- und den Fremdenergieanteil bei Strom und Wärme. Der Fremdenergieanteil beim Strombezug liegt bei ca. 83 %, der bei manchen Kläranlagen bis zu 100 % ansteigt. Beim Wärmebedarf hat sich der Fremdenergieanteil durch die Faulgasverwertung im Mittel auf ca. 22 % des Wärmeverbrauchs reduziert, so dass in der Minimierung des Strombedarfs ein wesentlich größerer Handlungsbedarf besteht.

Von den Gesamtbetriebskosten einer Kläranlage entfallen rund 15 % auf die Energiekosten, welche daher über den Instandhaltungs- und Sachkosten liegen und somit hier auch ein wirtschaftliches Interesse zur Reduzierung besteht.

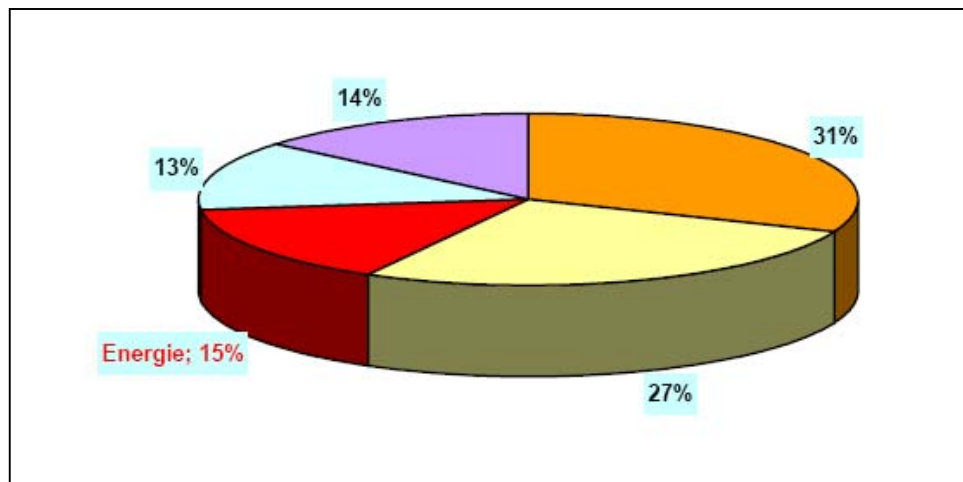


Abbildung 2: Kostenverteilung auf Kläranlagen unterteilt in verschiedene Kostenarten in %

Um die energetischen Einflussfaktoren an Kläranlagen verkürzt darzustellen, wird sich der nachfolgende Beitrag in die Bereiche:

- Energiedaten ermitteln
- Energiesparen
- Energie aus Abwasser erzeugen
- Externe (alternative) Energieträger nutzen

aufgliedern. Hieraus ergeben sich auch die Ansatzpunkte für eine praxismgerechte Aufnahme des Themas „Minimierung des Energieeinsatzes auf Kläranlagen“ in die Abwasserverordnung.

2 Möglichkeiten zur Minimierung des Energiebedarfs

2.1 Energiesparmaßnahmen

2.1.1 Standortanalyse, Planungs- und Baugrundsätze

Für die Planungen zum Neubau oder zur Erweiterung von Kläranlagen werden hauptsächlich in [1] konkrete Vorschläge zur energieoptimierten Kläranlagenplanung aufgeführt, welche für die einzelnen Verfahrensschritte der Abwasserreinigung und die dafür notwendigen Bauwerke und maschinentechnischen Ausrüstungen Vorgaben enthalten.

Besonderes Augenmerk ist auf eine grundsätzliche Standortanalyse und Auswahl des Kläranlagenstandorts zu richten, da in der Regel Hebewerke für den Abwasserzulauf oft bis zu 10 % der Gesamtstromkosten ausmachen können. Dies erfordert daher eine koordinierte Kläranlagen- und Kanalnetzplanung mit Standortoptimierung im Hinblick auf optimale Ausnutzung des natürlichen Zulaufgefälles.

Da komplette Neubauten von Kläranlagen in Deutschland künftig eher selten sein dürften, ist das Einsparpotential selbstverständlich bei Maßnahmen zur Verringerung des Gesamtstrombedarfs bestehender Kläranlagen wesentlich höher.

Generell sei jedoch noch im Zusammenhang mit der Standortwahl darauf hingewiesen, dass sich durchaus, auch aus energetischer Sicht, Vergleichsberechnungen im Hinblick auf die Zusammenlegung bestehender, besonders kleinerer Kläranlagenstandorte lohnen können, da bekanntermaßen die kleinen Kläranlagen einen sehr hohen spezifischen Strombedarf aufweisen.

2.1.2 Bestandsdatenanalyse, Benchmarking, Kennzahlen

Für eine künftige Beurteilbarkeit des Energiebedarfs von Kläranlagen ist die Ermittlung von energiebezogenen Kennzahlen unerlässlich.

Hier gibt es bereits z.B. durch die ATV-DVWK Landesgruppe Baden-Württemberg im Rahmen des Leistungsvergleiches der Kläranlagen eine Vorgabe zur Darstellung des spezifischen Stromverbrauchs, welcher derzeit in kWh/(EW*a) angegeben wird. Hierbei dient als Bezugsgröße die tatsächliche CSB-Tagesfracht im Jahresmittel, aus welcher sich die spezifische Einwohnerzahl (angeschlossene EW) errechnet.

Bezüglich der Stromverbrauchszahlen existiert durch das Handbuch der LFU Baden-Württemberg [2] eine praxisgerechte Grundlage zur Bewertung des Gesamtstromverbrauches von Kläranlagen, welche nach den verschiedenen Grundverfahren der Abwasserreinigung und den Größenklassen der Kläranlagen aufgegliedert wurde. Dort sind Toleranz- und Zielwerte für die jeweiligen Anlagengrößen bezüglich des spezifischen Stromverbrauches vorgegeben.

Aufgrund der unterschiedlichen Abwasserzuläufe (Fremd- und Regenwasseranteile) der Kläranlagen wäre es allerdings sinnvoll künftig als weitere Kennzahl den spezifischen Bezug auf die behandelte Jahresabwassermenge anzugeben, deren Daten ebenfalls bereits einfach ermittelbar in jedem Kläranlagen-Jahresbetriebsbericht vorliegen.

Als Beurteilungskriterium wäre mit diesen beiden Kennzahlen, Schmutzfrachtbezug, (kWh/(EW*a)) und Abwassermengenbezug (kWh/m³*a), mit einfachen Mitteln und geringem Aufwand eine recht umfassende Vergleichbarkeit und ein Benchmarking anhand der Toleranz- und Zielwerte erreichbar.

Da, wie bereits erwähnt, im Wesentlichen die Bereitstellung an elektrischer Energie zu optimieren ist, sollte in einem nachfolgenden zweiten Schritt der Beurteilungsphase als weiteres Kriterium der Gesamtenergieverbrauch der Kläranlage (Strom und Wärmeenergie, z.B. aus Heizöl bzw. Erdgasbedarf errechnete Wärmeenergie) eingeführt werden. Diese wären wiederum Schmutzfrachtbezogen und Abwassermengenbezogen darzustellen. Bezüglich der Erhebung und Vergleichbarkeit der Kennzahlen sind in der angegebenen Literatur umfangreiche Hinweise vorhanden.

Anhand der so ermittelten Kennzahlen sind erste Analysen möglich, nach welchen stufenweise Energiesparmaßnahmen durchzuführen sind.

Sinnvollerweise sind zumindest vor Erweiterungsmaßnahmen oder Umbauten der Kläranlagen und insbesondere deren elektro- und steuertechnischen Anlagen solche energetischen Analysen einzuleiten und eine Umsetzungsstrategie darzulegen.

Grundverfahren	GK1	GK2	GK3	GK4	GK5
Ab ohne N	50	41	35		
Tk mit N	34	23	18		
T mit N	32	25	20	18	17
Bs ohne N	69	47	38		
Bs mit N, ohne D	88	57	45	37	
Bs mit N und D	76	50	39	34	
B ohne N	52	41	33	28	
B mit N, ohne und mit D	65	48	38	32	27
B+T mit N und D				33	26
T+B mit N und D				40	

N = weitgehende Nitrifikation ($\text{NH}_4\text{-N}$ im Jahresmittel $\leq 3 \text{ g/m}^3$),
D = gezielte Denitrifikation

Abbildung 3: Toleranzwerte für den spezifischen Stromverbrauch in kWh/(EW*a) aus [1]

In den vorgenannten Handbüchern ist eine konkrete Handlungsanweisung für die schrittweise Vorgehensweise zur Umsetzung von Energiesparmaßnahmen angegeben, welche sich im Wesentlichen in eine Grobanalyse, deren zeitnahe und wirtschaftliche Umsetzung sowie eine anschließende Feinanalyse mit weitergehender Optimierung untergliedern.

Wie durch verschiedene, bereits durchgeführte Musteranalysen zu belegen ist, können bereits durch Sofortmaßnahmen bis ca. 20 % des Stromverbrauchs eingespart werden. Durch anschließende weitere, eher kurzfristige Maßnahmen können bis zu rund 60 % Einsparungen erzielt werden, welche dann letztendlich, wie z.B. am Klärwerk Köln „Rodenkirchen“ (88.000 EW), auch unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten umzusetzen sind.

Dort wurden anhand eines Energiesparmaßnahmenpakets Maßnahmen eingeleitet, die zu Kosteneinsparungen von rund 70.000 €/a führen. So wird in [1] die Aussage belegt: „Energiesparmaßnahmen an Klärwerken sind selbst unter Berücksichtigung sämtlicher Analysen, Investitions- und Kapitalkosten für die Energieoptimierung betriebswirtschaftlich sinnvoll und werfen bei größeren Kläranlagen sogar einen Gewinn ab!“

2.1.3 Abhängigkeit des Energiebedarfs Abwasserbehandlungs- und Reinigungsverfahren

Die unterschiedlichen Abwasserbehandlungs- und Reinigungsverfahren weisen selbstverständlich auch deutliche Abweichungen in ihrem Energieaufwand aus, welche bei Beurteilungen berücksichtigt werden müssen.

Da auch hier sehr weitgehende Aussagen in der vorgenannten Literatur getroffen sind, möchte ich hier zusammenfassend festhalten, dass als Hauptverbraucher die biologische Reinigung samt Nachklärung einer Kläranlage betrachtet werden muss. Dort werden selbst nach Opti-

mierung des Energieverbrauchs noch rund 67 % des Stromverbrauches zur Abwasserbehandlung notwendig sein, was letztendlich bedeutet, dass diesem Anlagenteil und insbesondere der Belüftung die größte Aufmerksamkeit zukommt.

Zur Beurteilung der einzelnen Anlagenteile kann besonders die in [1] dargestellte Auflistung einer energetischen optimierten Modellkläranlage (100.000 EW) dienlich sein, bei welcher für die einzelnen Verfahrens- bzw. Reinigungsstufen und deren Bauwerke und Maschinenteknik die jeweiligen spezifischen Kennzahlen dargestellt sind.

Ein besonderes Augenmerk dürfte künftig auf die weitergehende Schlammbehandlung zu richten sein, da bekanntermaßen derzeit der Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung zur Diskussion steht und in den südlichen Bundesländern bereits als erklärtes Ziel in der Abwasserbehandlung vorgegeben ist, sind auch diesbezüglich energie-relevante Betrachtungen anzustellen.

Die vorliegenden und in den Handbüchern [1] bis [3] dargestellten statistischen Erhebungen, Ausführungen und Kennzahlen haben im Wesentlichen den Stand der Kläranlagen bei einer landwirtschaftlichen oder landbaulichen Klärschlammverwertung betrachtet und daher hauptsächlich die Klärschlammbehandlung einschließlich der Schlammentwässerung einfließen lassen.

Werden weitere Klärschlammverwertungs- bzw. Behandlungsverfahren geplant, so sind diese in der Regel mit einer Schlamm Trocknung verbunden, welche oft als Vorstufe zu einer thermischen Verwertung notwendig wird.

Generell kann anhand einem Beispiel einer Kläranlage mit ca. 100.000 EW aufgezeigt werden, dass für die Schlamm Trocknung von 33 % TR auf 95 % TR ein zusätzlicher Wärmebedarf notwendig wird, welcher dem momentanen Stand des Gesamtwärmebedarfs der Kläranlage (ohne Schlamm Trocknung) entspricht! Dies kommt letztendlich einer Verdoppelung des derzeitigen Wärmebedarfs gleich!

Aus vorgenannten Gründen sind sämtliche Schlamm Entsorgungswege auch im Hinblick auf den Energieeinsatz zu überprüfen und die Möglichkeiten von Abwärmenutzungen aus Verbrennungsanlagen oder ähnlichem einer Nutzung des Faulgases zur Klärschlamm Trocknung vorzuziehen.

Es sind bereits heute marktreife Verfahren verfügbar, welche unter Nutzung des im Klärschlamm enthaltenen Restenergiegehaltes eine Bereitstellung der notwendigen Trocknungsenergie ermöglicht. Der Klärschlamm kann als Brennstoff zur Schlamm Trocknung und Stromerzeugung eingesetzt werden.

Bei diesen Betrachtungen ist es auch durchaus angebracht den äquivalenten Energieaufwand und vor allem den damit verbundenen Schadstoffausstoß der derzeit häufig praktizierten Klärschlammfremdentsorgung über umfangreiche Straßentransporte gegenüberzustellen.

2.1.4 Auslastung, Netzeinflüsse, Fremdwasser

Grundsätzlich ist der Energiebedarf der Kläranlage an der Quelle zu reduzieren, was letztendlich bedeutet den Abwasseranfall zu minimieren. In diesem Zusammenhang sei ausdrück-

lich auf die Fremd- und Regenwasserzuflüsse von Kläranlagen hingewiesen, welche nicht von der Kläranlage selbst beeinflusst werden können, sondern bereits in den Erschließungsplanungen von Neubaugebieten ihren Ursprung haben.

So entfielen z.B. auf die im Jahre 1995 in Deutschland behandelten rund 10.000.000.000 m³ Abwasser lediglich 49 % auf das eigentliche Schmutzwasser.

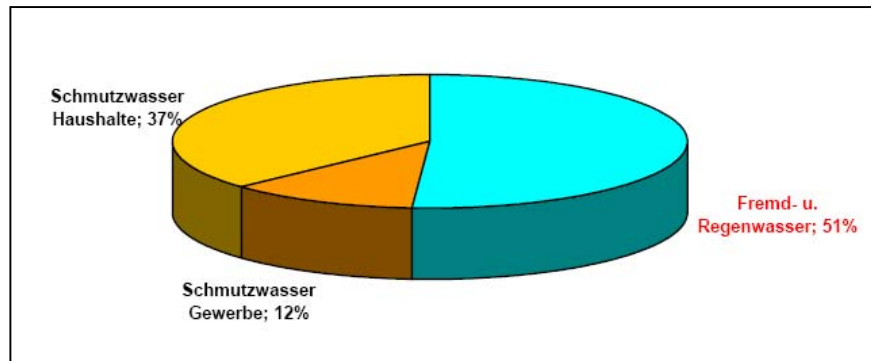


Abbildung 4: Die Anteile an Fremd- und Regenwasser am Mischwasserzufluss der Kläranlagen in Deutschland

Hier sind in der Zwischenzeit durch realisierte Baugebieterschließungen im modifizierten Trennsystem (Regenwasserableitung bzw. -versickerung oder Regenwassernutzung) sowie durch die fortschreitende Kanalsanierung (Fremdwassereintritte) erste Erfolge zu verzeichnen, welche allerdings noch ein hohes Steigerungspotential aufweisen.

Zum energieoptimierten Betrieb gehört selbstverständlich auch eine belastungs- und bedarfsorientierte Auslegung der einzelnen Kläranlagenbauteile und Aggregate, welche nicht selten überdimensioniert und somit in schlechtem Wirkungsgrad betrieben werden.

2.2 Nutzung der Energiepotentiale des Abwassers

2.2.1 Faulgasverwertung

Die Verwertung des bei der Schlammfäulung entstehenden Gases stellt eines der wohl größten Steigerungspotentiale zur Eigenstromerzeugung dar.

In der Regel sind die Kläranlagen ab einer Größenordnung zwischen 10.000 und 20.000 EW mit einer anaeroben Schlammfäulung und somit der Möglichkeit zur Faulgaserzeugung und auch Faulgasverwertung ausgestattet.

So hat die Bestandsdatenauswertung aus [1] ergeben, dass bisher lediglich 43 % des anfallenden Faulgases über ein Blockheizkraftwerk und somit in energetisch hochwertiger Weise genutzt werden, 36 % werden für Heizzwecke genutzt und immerhin 14 % des anfallenden Gases wird nutzlos abgefackelt!

Mit einer konsequenten Nutzung der anfallenden Faulgasmenge könnte nahezu eine Verdoppelung der Eigenstromerzeugung erzielt werden, sodass das Faulgas den Hauptenergieträger in Kläranlagen darstellt.

Besonders hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang, dass die Gasverwertungen in Form von Kraftwärmekopplungsanlagen (BHKW's) durch die Produktion der höherwertigen Energieform „Strom“ die Wirtschaftlichkeit im Vergleich zur Nutzung des Faulgases im Heizbrenner deutlich steigert.

Mit mittleren Energiepreisen für Wärme in Höhe von 1,2 ct/kWh bis 1,5 ct/kWh (Heizöläquivalent) und einem mittleren Strompreis von 10 ct bis 12 ct/kWh wird diese Wertdifferenz deutlich. Am Beispiel einer Kläranlage mit ca. 100.000 EW dargestellt, ergäbe sich ein Geldwert des erzeugten Faulgases bei Verwendung in der Heizungsanlage in Höhe von rund € 35.000 und bei Nutzung in der Kraftwärmekopplung in Höhe von rund € 125.000.

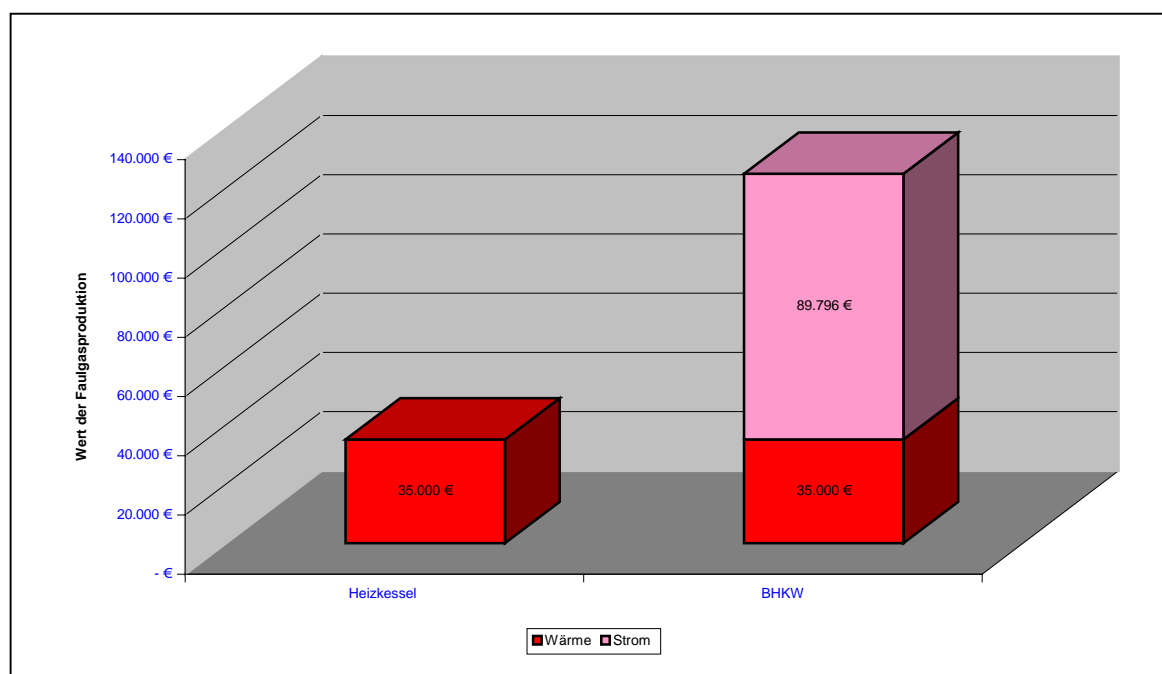


Abbildung 5: Geldwertvergleich bei unterschiedlicher Nutzung des Biogases

Je nach Faulgasanfall, Wärmebedarf und Größenordnung der Kläranlage ist beim Einsatz von BHKW's künftig auch anzuraten zu überprüfen, ob der wirtschaftliche Einsatz eines Stirlingmotors möglich ist, da diese Technologie noch weitaus höhere Verstromungsgrade aufweist als die bisher übliche BHKW-Technik.

2.2.2 Abwärmenutzung aus Abwasser

Im Gegensatz zur Faulgasverwertung im BHKW, welche bereits seit vielen Jahren erprobt im Einsatz und als Stand der Technik zu bezeichnen ist, kann die Abwärmenutzung aus Abwasser auf vergleichbare Erfahrungen noch nicht zurückblicken.

Dennoch stellt diese relativ junge Technologie ein weitaus größeres Wärmeangebot dar, als auf einer Kläranlage überhaupt genutzt werden kann.

Theoretisch reicht das Wärmeangebot im Abwasser aus, um 10 % der an das Entwässerungsnetz angeschlossene Gebäude zu beheizen!

So wird z.B. in der Schweiz seit über 20 Jahren aus Abwasser „Wärme“ gewonnen, indem durch Nahwärmeverbund Gebäude über zentrale Wärmepumpenanlagen, welche in der Lage sind die Abwasserwärme zu nutzen, beheizt werden.

Die Nutzung dieser Technik ist in Kläranlageneinzugsgebieten ab 10.000 EW sinnvoll und mit der bisher bekannten Technik der Wärmetauscher (Abwasserrohre mit Edelstahlsohl-schalen als Wärmetauscher o.ä.) ab Kanal $\varnothing > 600$ mm sinnvoll einsetzbar. Um die biologischen Vorgänge in einer Kläranlage, namentlich bei der Nitrifikation und Denitrifikation nicht zu beeinträchtigen, ist darauf zu achten, dass die Temperaturabsenkung durch die Wärmenutzung im Zulauf zur Kläranlage auf ca. 0,5 K begrenzt bleibt [5].

Eine Steigerung der Wirtschaftlichkeit kann hierbei z.B. bei besonders hohen Abwassertemperaturen (hoher Industrieabwasseranteil) und insbesondere durch gekoppelte Wärme/Kälteanlage zur Raumklimatisierung erreicht werden. Da besonders die Raumkühlung (Gebäudeklimaanlagen, Kälteanlagen und ähnliches) vielfach mit elektrischer Energie betrieben wird, kann hier durch die Kühlung über die Nutzung der Abwassertemperatur und Wärmepumpentechnik ein weiterer sehr wirtschaftlicher Effekt erzielt werden.

Nach Kenntnisstand des Verfassers kann allerdings momentan, insbesondere die Wärmetauscherentwicklung im Bereich der Abwärmenutzung aus Abwasser, noch nicht als „Stand der Technik“ angesehen werden, sodass zumindest derzeit eine bedeutende Berücksichtigung dieser Energiequelle in der Abwasserverordnung wohl kaum erfolgen kann. Dennoch wäre eine allgemeine Empfehlung zur Überprüfung der Wirtschaftlichkeit „Abwärmenutzung aus Abwasser“ bei gegebenen Rahmenbedingungen der Einzugsgebietsgröße anzustreben.

2.2.3 Energetische Klärschlammverwertung

Betrachtet man die Eigenenergiepotenziale des Abwassers, so kann festgehalten werden, dass durch die anaerobe Schlammfäulung lediglich ca. 50 % des im Abwasser enthaltenen Energieträgers Kohlenstoff, in Form von Faulgas, umgesetzt werden.

Der Restorganikanteil kann bekanntermaßen durch eine energetische (thermische) Verwertung des Klärschlammes erschlossen werden. Hier sind bereits seit Jahren verschiedene Technologien auf dem Markt, welche außer dem reinen Brennstoffersatz bei der Mitverbrennung in Kraftwerken auch Möglichkeiten zur Monoverbrennung des Klärschlammes aufzeigen.

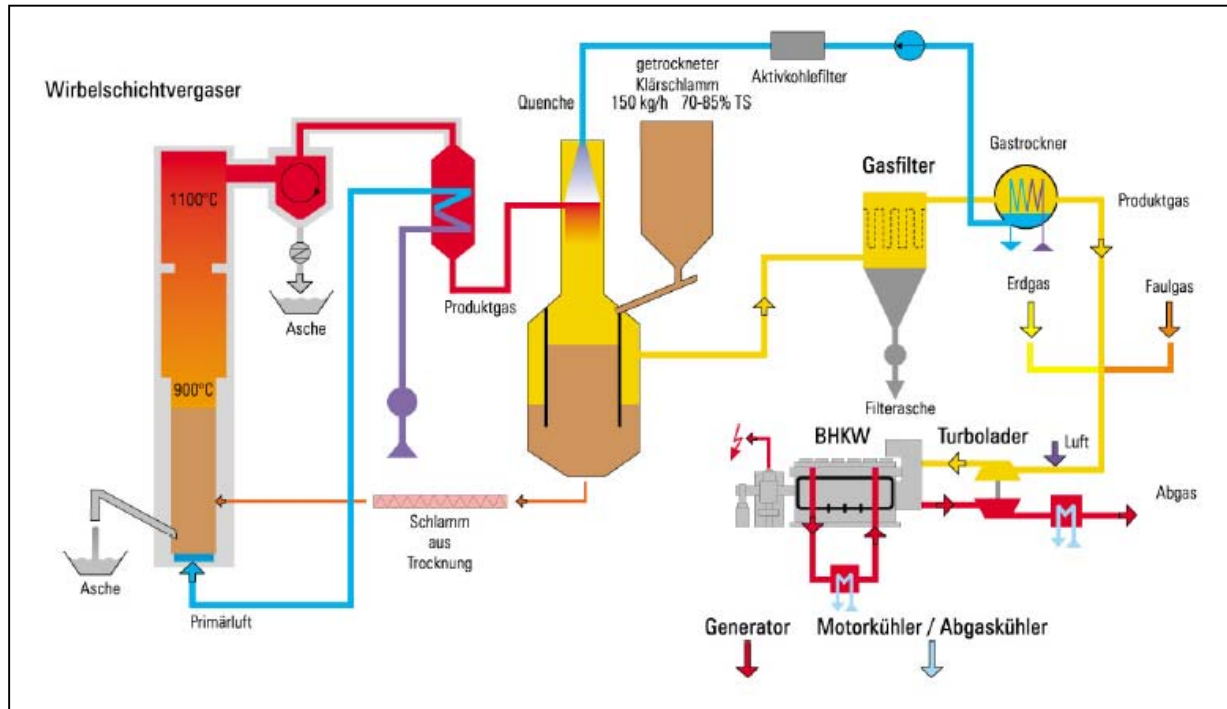


Abbildung 6: Verfahrensschema zur Klärschlammvergasung am Beispiel der EKVA-Anlage auf der Verbandskläranlage in Balingen, BaWü

Im Hinblick auf eine gesamtheitliche Betrachtung und besonders um die CO₂-Emissionen bedingt durch die Transportentfernungen zu verringern, bieten sich Monoverbrennungsanlagen an größeren Kläranlagenstandorten als dezentrale Lösungen an.

In diesem Zusammenhang sei auf das Verfahren der energetischen Klärschlammverwertung durch Klärschlammvergasung hingewiesen, welches durch die Erzeugung eines Produktgases aus dem Klärschlamm wiederum dessen Nutzung in einem Blockheizkraftwerk oder Stirlingmotor zulässt. Durch diese Technik ist dann ähnlich der Faulgasverwertung über die Kraftwärmekopplung auch eine Stromerzeugung aus dem Klärschlamm möglich, welche dann ebenfalls die bereits bei der Faulgasverwertung beschriebenen Vorteile mit sich bringt.

2.2.4 (Ab)-Wasserkraftnutzung

Die Nutzung der Abwasserzuläufe bzw. Abwasserabläufe zu einer Kläranlage durch Wasserkraftturbinen ist in der Regel erst ab Höhendifferenzen von 1,50 m bis 2,00 m interessant und ergibt dann auch erst bei größeren Abwassermengen wirtschaftliche Ergebnisse. Hier sind gegebenenfalls Einzelbetrachtungen und Wirtschaftlichkeitsberechnungen durchzuführen.

Bei der Novellierung der Abwasserverordnung sollte die Nutzung, der in den vorgenannten Abschnitten angesprochenen Eigenenergiepotenziale des Abwassers, dem jeweiligen Betreiber überlassen werden. Aus Sicht des Verfassers ist hier lediglich eine Zielgröße- bzw. eine Toleranzwertvorgabe für den Gesamtenergiebedarf und den Strombedarf einer Anlage sinnvoll, ohne Einzelvorgaben für besondere Techniken.

2.3 Einbindung externer (alternativer) Energieträger

Aus verschiedenen Auswertungen, sowie den bereits durchgeführten Betriebsoptimierungen und Energieanalysen ist erkennbar, dass ein hohes Potenzial in Stromsparmaßnahmen liegt. Der Hauptanteil zur weiteren Deckung des Energiebedarfs über BHKW's sowie weiterführend im Bereich der Klärschlammverwertung und der Abwärmenutzung aus Abwasser erreicht werden.

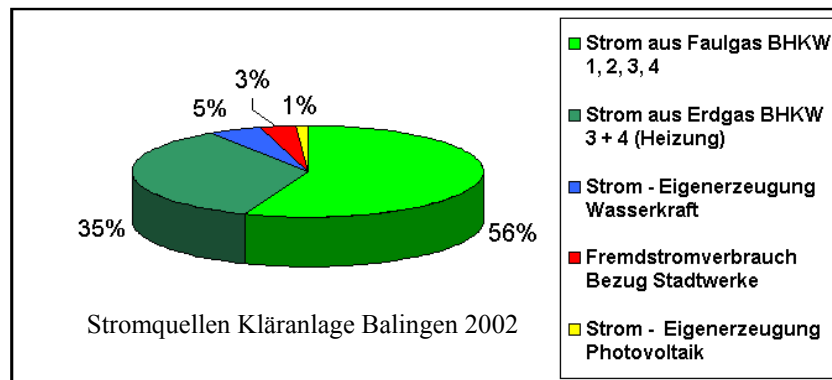


Abbildung 7: Aufteilung der Energiequellen für die Kläranlage Balingen des Zweckverbandes Abwasserreinigung Balingen, BaWü

Aus diesem Grund möchte ich auf die Einbindung externer, alternativer Energieträger lediglich verkürzt eingehen, da sie mittelfristig wohl erst in einer zweiten Energieoptimierungsstufe ihren energetischen Beitrag zur Kläranlagenversorgung leisten können.

Im Bereich der Sonnenenergie kann eine Kläranlage lediglich Flächen zur Verfügung stellen, sodass hier rein betriebswirtschaftliche Aspekte überwiegen und vorrangig im Bereich der solaren Klärschlamm-trocknung die Nutzung der Solarenergie, sofern die entsprechenden Flächen zur Verfügung stehen, energetisch sinnvoll und unter Umständen auch wirtschaftlich eingesetzt werden können.

Hinsichtlich der Nutzung der Sonnenenergie zur Stromerzeugung (Photovoltaik) oder Wärmeerzeugung (Solarthermik) bietet der Kläranlagenstandort gegenüber anderen Standorten keine Vorteile und hat im Hinblick auf die Wärmenutzung wesentlich bessere Möglichkeiten aus dem Bereich des Faulgases und des Abwassers.

Ähnlich sieht es betreffend der Nutzung der Windenergie aus. Auch hier sind lediglich, wie bei anderen Standorten, nur die Windverfügbarkeit und die Windgeschwindigkeiten das Entscheidungskriterium.

Besonders hinweisen möchte ich im Zusammenhang mit externen Energieträgern auf die Möglichkeit der Co-Vergärung, welche durch die Einbeziehung von Biomüll, Speiseresten oder ähnlichen organischen Abfallprodukten in den Schlammfaulungsprozess eine weitergehende Faulgasproduktion und somit Steigerung der Energiegewinnung ermöglicht. Des Weiteren bietet diese Verfahrenstechnik auch noch den Vorteil der Erschließung einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle, welche dem Abwasserreinigungsverfahren bei der Denitrifikation dienlich ist.

Da es sich hierbei allerdings um einen Sonderfall der Verknüpfung der Abfallentsorgung mit der Abwasserreinigung handelt, sehe ich nur bedingte Möglichkeiten hier eine rechtliche Verknüpfung bzw. Vorgabe in eine novellierte Abwasserverordnung einzubringen.

Ebenfalls als Einzel- oder Sonderfälle sind die Möglichkeiten der Abwärmenutzung aus dem Kläranlagenstandort nahe liegenden Industrieanlagen oder einer allgemeinen Biomassenutzung (z.B. Holzheizkraftwerk mit Abwärmenutzung zur Klärschlamm-trocknung) anzusehen.

3 Zusammenfassung und Umsetzungsvorschläge

3.1 Abschätzung des Einsparpotentials

Anhand der einschlägigen Literatur sowie aus eigenen Erfahrungen kann eine vereinfachte Abschätzung des Einsparpotenzials nur bedingt erfolgen. Dies liegt vor allem daran, dass die künftigen Wege der energieintensiven Klärschlamm-trocknung nur schwer vorhersehbar sind.

Generell liegen dem Verfasser Daten und Erfahrungen über das Pilotprojekt „energieautarke Kläranlage“ vor, welches unter Nutzung der externen Energiequelle „Sonne“ zur solaren Klärschlamm-trocknung und der anschließenden energetischen Klärschlamm-Verwertung durch Vergasung bei einer Kläranlage ab ca. 80.000 EW Größenordnung einen energieautarken Betrieb erwarten lässt.

Hierbei handelt es sich allerdings um einen Sonderfall mit günstigen Rahmenbedingungen. Bei diesen handelt es sich um den standortbedingten Freispiegelzulauf, die Nutzung der verbleibenden Lageenergie des gereinigten Abwassers (Wasserkraftturbine) zur Stromerzeugung und einer über den Zeitraum von 15 Jahren andauernden energetischen Betriebsoptimierung mit weitgehenden Faulgasverwertung in BHKW's.

Untersuchungen aus [3] zeigen ebenfalls, dass langfristig unter Ausschöpfung sämtlicher Sparmaßnahmen und der energetischen Nutzung des Klärgases einschließlich des Klärschlammes der gesamte Elektrizitäts- und Brennstoffverbrauch einer Kläranlage praktisch auf Null abgesenkt werden kann.

Flächendeckend und im Hinblick auf die zu novellierende Abwasserverordnung können die Ziele keinesfalls so hoch gehängt werden.

Vergleicht man die Auswertungen aus [1] und insbesondere die dort dargelegten Kennzahlen für die energetisch optimierte Modellanlage und vergleicht man weiterhin verschiedene Daten mit dem Bestand, so ergibt sich die in nachfolgender Grafik dargestellte prozentuale Versorgung der Fremdenergieanteile bei den Kläranlagen.

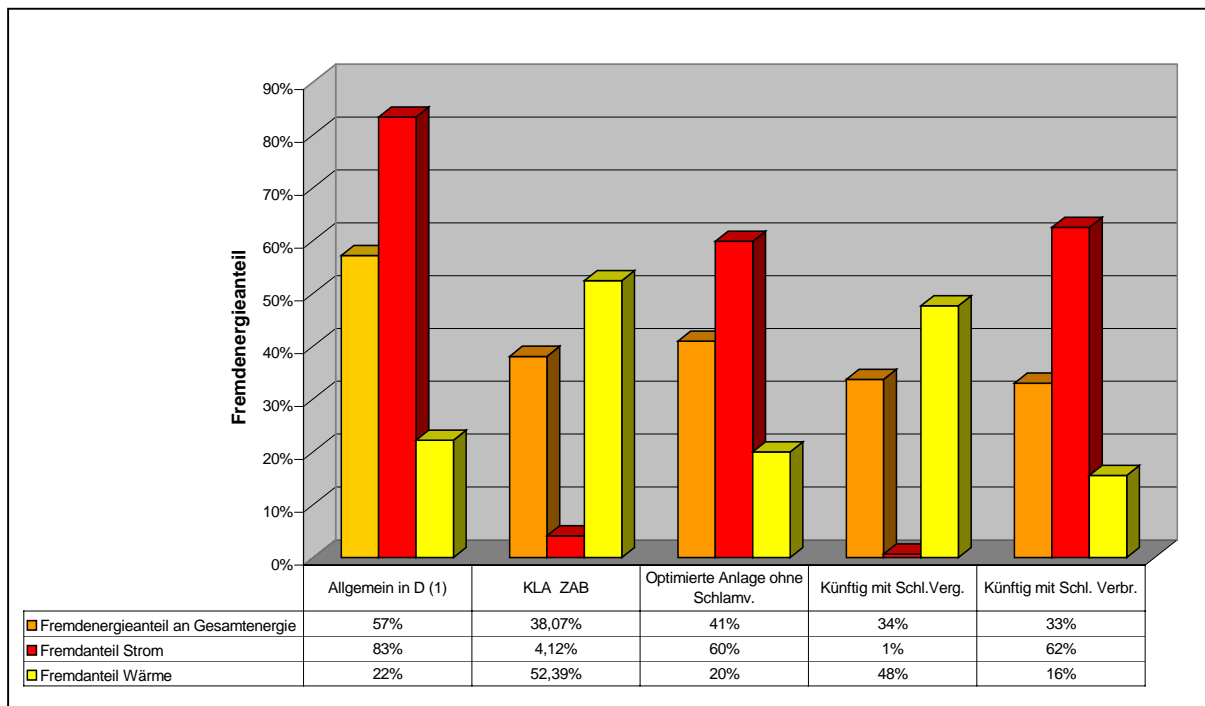


Abbildung 8: Prozentuale Verteilung der Fremdenergie auf Kläranlagen

So ist derzeit von einem Fremdenergiebedarf (Strom und Wärme) in Höhe von ca. 57 % der Gesamtenergie auszugehen. Hierbei beträgt der Fremdstrombezug rund 83 % des Strombedarfs, bei der Wärme werden ca. 22 % des Bedarfs zugekauft.

In der Grafik dargestellt sind die Zahlen der energetisch optimierten Kläranlage des Zweckverbandes Abwasserreinigung Balingen (ZAB), welche als Grundlage noch die Daten vor der Nutzung der energetischen Klärschlammverwertung aufweisen. Des weiteren dargestellt ist die „theoretische Modellanlage“, ohne weitergehende Klärschlammverwertung“ sowie eine Abschätzung der Energieverteilung dieser Modellanlage bei einer künftigen Trocknung und Vergasung des Klärschlammes mit nachfolgender Gasnutzung im Blockheizkraftwerk.

Als Vergleich hierzu sind die Fremdenergieanteile einer Kläranlage dargestellt, bei der künftig der Klärschlamm verbrannt wird und die durch die Verbrennung gewonnene Wärme zur Schlamm-trocknung (ohne Stromerzeugung) eingesetzt wird.

In den Auswertungen aus Nordrhein-Westfalen [1] [4] geht man davon aus, dass die Energiekosten von Kläranlagen nahezu halbiert werden können. Dies würde auf Deutschland übertragen mit einer Energiekosteneinsparung von rund € 230.000.000 einhergehen.

Geht man aus oben genannten Betrachtungen der verschiedenen Kläranlagentypen und deren Fremdenergieanteile davon aus, dass im Mittel künftig ein Fremdenergieanteil an der Gesamtenergie von 40 % in der Praxis erreicht werden kann, so bedeutet dies eine Reduktion, welche sich zwischen 80.000.000 € und 100.000.000 € pro Jahr im Bereich der Energiekosten niederschlägt. Diese Betrachtung fällt deshalb geringer aus, da davon ausgegangen werden muss, dass bei künftiger Klärschlammverwertung nicht alle Kläranlagen energiearme Vergasungs-

oder Verbrennungsverfahren anwenden können und daher der Wärmebedarf unverändert hoch bleibt.

Gleichwohl kann davon ausgegangen werden, dass bei einer bundesdeutschen Gesamtbetrachtung mit 80.000.000 € die über die Laufzeiten der Kläranlagen betrachteten Einsparungen beträchtlich sind.

3.2 Fazit für die Neukonzeption der Abwasserverordnung

In der derzeitigen Abwasserverordnung ist in § 3 (2) formuliert: „Die Anforderungen dieser Verordnung dürfen nicht durch Verfahren erreicht werden bei denen Umweltbelastungen in andere Umweltmedien wie Luft oder Boden entgegen dem Stand der Technik verlagert werden“.

Diese Anforderung lässt unter Umständen eine Forderung nach Energiebedarfsminimierung zu. Demnach wäre z.B. die Abfacklung von Faulgas oder im weiteren Sinne eine schlechte Energienutzung in der Kläranlage nicht mehr vertretbar.

Sollte dies juristisch genügen um weitere Maßnahmen in die Abwasserverordnung aufzunehmen, sehe ich die Möglichkeit gegeben, die bereits im großen Umfang existierenden spezifischen Energiekennzahlen zur Beurteilung heranzuziehen.

Somit wäre notwendig:

1. Verpflichtung zur Erhebung von Energiekennzahlen, z.B. ähnlich wie im ATV Leistungsvergleich in Baden-Württemberg bereits angewandt:
 - Aufnahme der Kennzahl für den „spezifischen Stromverbrauch in kWh pro EW/a“
 - Aufnahme des spezifischen Stromverbrauchs in kWh/m³ behandeltem Abwasser pro Jahr

In einem weiteren Schritt könnten auch Kennzahlen betreffend dem Gesamtenergiebedarf aufgenommen werden, wobei hier zu beachten ist, dass meines Wissens diesbezüglich eine recht geringe Datengrundlage und statistische Auswertungen zur Grenzwertvorgabe vorliegen.

2. Vorgabe von Grenz-, Ziel- und Toleranzwerten nach Kläranlagengrößenklassen und Abwasserreinigungsverfahren für die oben genannten Kennzahlen.

Grundverfahren		GK1	GK2	GK3	GK4	GK5
Ab	ohne N	50	41	35		
Tk	mit N	34	23	18		
T	mit N	32	25	20	18	17
Bs	ohne N	69	47	38		
Bs	mit N, ohne D	88	57	45	37	
Bs	mit N und D	76	50	39	34	
B	ohne N	52	41	33	28	
B	mit N, ohne und mit D	65	48	38	32	27
B+T	mit N und D				33	26
T+B	mit N und D				40	

N = weitgehende Nitrifikation ($\text{NH}_4\text{-N}$ im Jahresmittel $\leq 3 \text{ g/m}^3$),
D = gezielte Denitrifikation

zum Vergleich:

Median NRW [1]	41
Modellanlage aus [1]	25
Median BaWü 2003	38
KLA ZAB	10 - 17

Abbildung 9: Toleranzwerte Stromverbrauch in kWh/(EW*a) aus [2]

Die obige Tabelle wurde durch den Verfasser um Vergleichszahlen ergänzt.

3. Als Diskussionsvorschlag wäre ein Bonussystem bzw. die Verrechnungsmöglichkeit von Energiesparmaßnahmen mit den Aufwendungen der Abwasserabgabe einzubringen.

4. Die Abwärmenutzung aus Abwasser sollte als Empfehlung zur Wirtschaftlichkeitsuntersuchung ab Einzugsgebietsgrößen von 15.000 EW aufgenommen werden.

Letztendlich verbleibt festzuhalten, dass nicht nur die Vorgaben einer Verordnung und deren Einhaltung, sondern eigentlich die sehr positiven wirtschaftlichen Aspekte von Energiesparmaßnahmen die Kläranlagenbetreiber zusätzlich motivieren sollten, solche Energieanalysen durchführen zu lassen und konsequent umzusetzen.

4. Literatur

- [1] Handbuch „Energie in Kläranlagen“. Herausgeber: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, 1999
- [2] Handbuch Wasser 4 „Stromverbrauch auf kommunalen Kläranlagen“. Herausgeber: LfU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1998.
- [3] Handbuch „Energie in ARA“. Herausgeber: Bundesamt für Energiewirtschaft (BEW), Bundesamt für Konjunkturfragen (BfK), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern/Zürich 1987.
- [4] Energie-Benchmarking und Sparpotentiale. KA Abwasser-Abfall 2004 (51) Nr. 6 ab Seite 625.
- [5] Eigene Daten. Herausgeber: Ingenieurbüro Dr.-Ing. W. Götzelmann + Partner GmbH, Zweckverband Abwasserreinigung Balingen
- [6] R. Rölle. Abwasserwärmegekoppelte Wärmepumpen – Energiequellen mit Zukunft. 3. Internationaler Kommunalen Klimaschutzkongress, 09.10.2003, Metzingen.

Resumée des Workshops

Dipl.-Ing. Dieter Dörr

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Meine sehr verehrten Damen und Herren,

zunächst möchte ich bei den Organisatoren und bei allen Beteiligten für die Durchführung dieses Workshops bedanken. Ich möchte nach den zwei Tagen ein kurzes Resumée ziehen.

Insgesamt denke ich, dass die Thematik gut getroffen wurde, die Prinzipien der IVU-Richtlinie für bestimmte Branchen anzugehen, um den medienübergreifenden Ansatz voran zu bringen.

Große Hoffnung setzen wir auf die Ergebnisse der Föderalismuskommission, um zukünftig die verschiedenen Umweltmedien gleichrangig behandeln zu können. Ziel muss es sein, dass die gegenwärtige Umweltgesetzgebung nicht gegeneinander steht. Ich denke jedoch, dass die Umsetzung der Ergebnisse der Kommission noch bis ins nächste Jahrzehnt andauern wird.

Ein Punkt, der während der zwei Tage zu Beginn kurz gestreift, dann jedoch von niemanden mehr angesprochen wurde, ist die Forderung nach einer Fortschreibung der Abwasserverordnung, weil sich der Stand der Technik weiter entwickelt hat, so dass die Daumenschrauben bei den Betrieben angezogen werden müssten. Nein, es ist ganz klar geworden, dass wir auf den Grundlagen, die wir jetzt haben, nach Wegen für den ganzheitlichen, medienübergreifenden Ansatz suchen müssen, um zu einem guten Ergebnis für die Umwelt zu gelangen.

Zum Gesamtsystem gehört auch das kommunale Abwassersystem. Alle in diesem Bereich Verantwortlichen haben ihren Beitrag zu leisten, um die Gesamtoptimierung zu realisieren. Dies gilt auch unter Kostengesichtspunkten.

Wie geht es nun weiter mit den Arbeiten?

Bund und Länder haben sich vorgenommen, Ende November die Ergebnisse dieses Workshops intensiver zu diskutieren und ich denke, dass die Richtung dahin geht, am Beispiel eines Bereiches das Gesamtsystem näher zu untersuchen. Dies könnte der Bereich der Metallverarbeitung sein. Es erscheint sinnvoll das Gesamtsystem unter Einbeziehung der kommunalen Abwasserbeseitigung zu betrachten. Viele metallverarbeitende Betriebe sind Indirekteinleiter. Wir sind dabei auf das Mitwirken der Praktiker angewiesen.

Im Rahmen der Betrachtung des Gesamtsystems sind für den Bereich der kommunalen Abwasserbeseitigung für die Themen, die in den letzten zwei Tagen angesprochen wurden, keine Regelungen durch den Bund möglich. Es gibt auf Basis des geltenden Rechts für den Bund - etwa im Bereich 7a WHG - nur wenig Spielraum. Regelungen in diesem Bereich sind nur gemeinsam – Bund und Länder – durchsetzbar. Ich denke hier vor allem an die LAWA und ihre Ausschüsse, sofern uns diese erhalten bleiben. Ich hoffe, dass hier Lösungen gefunden werden, um die Anregungen dieses Workshops umzusetzen.

Unser Ziel ist es, im Laufe des nächsten Jahres die Dinge voranzutreiben, um möglicherweise zu Beginn des Jahres 2006 noch einmal einen Workshop zu veranstalten, um die Ergebnisse des nächsten Jahres erneut mit Ihnen zu diskutieren.

Bis dahin werden wir sicher, mit dem Einen oder Anderen in Kontakt bleiben. Wir würden uns freuen, wenn wir einen weiteren Workshop machen sollten, Sie wieder begrüßen zu können. Bis dahin gutes Wirken – jeder an seinem Platz – und eine gute Heimreise.

Verzeichnis der Referenten

Name	Vorname	Titel	Institution	Tel. - Büro	e-mail
Berendes	Konrad	Dr.	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	0228/305-2520	konrad.berendes@bmu.bund.de
Bergs	Claus-Gerhard	Dr.	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	0228/305-2583	claus.bergs@bmu.bund.de
Bütow	Eckart	Dr.	Ing.-Büro Dr. Bütow	030/81496055	eckart.buetow@t-online.de
Dörr	Rolf-Dieter	Dipl.-Ing.	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	0228/305-2535	rolf-dieter.doerr@bmu.bund.de
Fahlenkamp	Hans	Prof. Dr.	Universität Dortmund, Fachbereich Bio- und Chemieingenieurwesen, Lehrstuhl Umwelttechnik	0231/755-2322	hans.fahlenkamp@bci.uni-dortmund.de
Friedrich	Harald	Dr.	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV)	0211/4566-338	harald.friedrich@munlv.nrw.de
Hahn	Jürgen	Prof. Dr.	Umweltbundesamt	030/8903-4106 oder 3295	juergen.hahn@uba.de
Hamm	Udo	Dr.	TU Darmstadt FG Papierfabrikation und Mechan. Verfahrenstech.	06151/163008	hamm@papier.tu-darmstadt.de
Hölle	J.	Dipl.-Ing.	Dr.-Ing. W. Götzelmann & Partner GmbH	07433/90469-1	j.hoelle@goetzelmann-partner-bl.de
Holzwarth	Fritz	Dr.	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	0228/305-3405 /- 3406	fritz.holzwarth@bmu.bund.de
Kaltenmeier	Dieter	Dr.	Regierungspräsidium Freiburg, Abt. 5	0761/208-4251	dieter.kaltenmeier@rpf.bwl.de
Köppke	Karl-Erich	Dr.	Ingenieurbüro Dr. Köppke GmbH	05731/26111	dr.koepcke@t-online.de
Krampe	Jörg	Dr.	Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft	0711/685-5420	joerg.krampe@iswa.uni-stuttgart.de
Lopez-Pila	Juan	Dr.	Umweltbundesamt	030/8903-1394	juan.lopez-pila@uba.de
Pehl	Bernd	Dr.	Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf, Chemisch-Biologische Laboratorien	0211/8997422	bernd.pehl@stadt.duesseldorf.de
Schönberger Sieker	Harald Friedhelm	Dr. Prof. Dr.	Consultant Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH	07665/51242 03342/3595-0	hgschoe@aol.com info@sieker.de
Veltwisch	Dieter	Dr.	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	0228/305-2537	dieter.veltwisch@bmu.bund.de
Zimpel	Jörg	Dipl.-Ing.		07042/14920	joerg.zimpel@t-online.de

Teilnehmerliste

1	Herr	Dr.	Oskar	Beck	Bayer. Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz	München
2	Frau		Eva	Becker	Umweltbundesamt	Berlin
3	Herr	Dr.	Konrad	Berendes	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	Bonn
4	Herr	Dr.	Claus-Gerhard	Bergs	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	Bonn
5	Herr		Hans	Birle	VDMA, FA Wasser- und Abwassertechnik	Frankfurt
6	Herr		Johannes	Bischof	Thüringer Landesverwaltungsamt	Weimar
7	Herr		Werner	Bosbach	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW	Düsseldorf
8	Herr	Dr.	Rudolf	Brauch	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie	Hildesheim
9	Herr		Herbert	Breidenbach	Zentralverband Oberflächentechnik e. V.	Hilden
10	Herr		Thomas	Brinkmann	Umweltbundesamt	Berlin
11	Frau			Bruske	Landesamt für Umwelt des Landes Nordrhein-Westfalen	Essen
12	Herr	Dr.	Eckart	Bütow	Ingenieurbüro Dr. Bütow	Berlin
13	Herr		Rolf-Dieter	Dörr	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	Bonn
14	Frau	Dr.	Karin	Dreher	Landesumweltamt NRW	Essen
15	Herr		Carsten	Ehm	Regierungspräsidium Darmstadt	Darmstadt
16	Herr		Stefan	Ellerhorst	Deutsche Projekt Union GmbH	Köln
17	Herr	Dr.	Guido	Esser	Stadtentwässerungsbetriebe Köln	Köln
18	Herr	Prof. Dr.	Hans	Fahlenkamp	Universität Dortmund, Fachbereich Bio- und Chemieingenieurwesen	Dortmund
19	Herr	Dr.	Heino	Falcke	Landesumweltamt NRW	Essen
20	Frau		Dagmar	Fischer	BMVEL Bonn	Bonn
21	Herr		Klaus	Fricke	Umweltbundesamt	Berlin
22	Herr	Dr.	Harald	Friedrich	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW	Düsseldorf
23	Frau		Heike	Fritsche	Industrieverband Textil Service - intex e.V.	Eschborn
24	Herr	Dr.	Wolfgang	Führer	Bayer Industry Services GmbH	Leverkusen
25	Frau		Christine	Galander	Umweltbundesamt	Berlin
26	Herr		Nikolaus	Geiler	Ak Wasser im BBU	Freiburg
27	Frau		Monika	Gelhausen	Bundesministerium für Wirtschaft u. Arbeit	Bonn
28	Herr		Frank	Gürcke	Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern	Schwerin
29	Herr	Dr.	Ulf	Hagendorf	Umweltbundesamt	Langen
30	Herr	Prof. Dr.	Jürgen	Hahn	Umweltbundesamt	Berlin
31	Herr	Dr.	Udo	Hamm	TU Darmstadt, FG Papierfabrikation und Mechan. Verfahrenstech.	Darmstadt
32	Frau	Dr.	Angelika	Hanschmidt	Verband der Chemischen Industrie e.V.	Frankfurt
33	Frau	Dr.	Josef	Hasler	Zentralverband Oberflächentechnik e.V.(ZVO)	Hilden
34	Herr		Wilfried	Haun	Niedersächsisches Umweltministerium	Hannover
35	Frau		Ursula	Hermisdorf	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt	Hamburg
36	Herr	Dr.	Michael	Herr	Ministerium für Umwelt und Verkehr	Stuttgart
37	Herr	Dr.	Bernd	Hessner	Infracor GmbH	Marl
38	Herr		Joachim	Hölle	Ing.Büro Dr. Ing. W. Götzemann & Partner	Balingen
39	Herr	Dr.	Günter	Hollmann	Dow Deutschland GmbH	Stade
40	Herr	Dr.	Fritz	Holzwarth	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	Bonn
41	Herr	Dr.	Dieter	Kaltenmeier	Regierungspräsidium Freiburg	Freiburg
42	Herr	Dr.	Hans-Joachim	Kampe	Bundesministerium für Wirtschaft u. Arbeit	Berlin
43	Herr	Dr.	Alexander	Kenyeresy	Wirtschaftsvereinigung Metalle	Berlin
44	Herr		Guido	Kerklies	Kommunale Wasserwerke Leipzig GmbH	Leipzig
45	Herr		Bernd	Kirschbaum	Umweltbundesamt	Berlin
46	Herr	Dr.	Günther	Knopp	Bayer. Staatsministerium f. Umwelt, Gesundheit u. Verbraucherschutz	München
47	Herr	Dr.	Hans-Joachim	Koenemann	Landesamt für Umwelt, Wasserversorgung und Gew.	Mainz
48	Frau	Dr.	Monika	Kohla	Verband der Nordwestdeutschen Textil- und Bekleidungsindustrie	Münster
49	Frau		Regina	Kohlmeier	Umweltbundesamt	Berlin
50	Frau		Martina	Köppke	Ingenieurbüro Dr. Köppke GmbH	Bad Oeynhausen
51	Herr	Dr.	Karl-Erich	Köppke	Ingenieurbüro Dr. Köppke GmbH	Bad Oeynhausen
52	Herr	Dr.	Jörg	Krampe	Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau	Stuttgart
53	Herr		Bernd	Krause	Umweltbundesamt	Berlin
54	Frau		Susann	Krause	Umweltbundesamt	Berlin
55	Herr		Joachim	Krause	Industrieverband Textil Service - intex e.V.	Eschborn
56	Frau		Diana	Kruse	Gesamtverband der Deutschen Textil- und Modeindustrie (Gesamttextil)	Eschborn
57	Herr		Thomas	Langmaack	Staatliches Umweltamt Itzehoe/MUNL S.-H.	Itzehoe
58	Herr		Johannes	Lohaus	ATV-DVWK	Hennef
59	Herr	Dr.	Juan	Lopez-Pila	Umweltbundesamt	Berlin
60	Herr		Holger	Machholz	Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt	Magdeburg
61	Herr	Dr.	Ulrich	Maurer	Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg	Stuttgart
62	Herr	Dr.	Viktor	Mertsch	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW	Düsseldorf
63	Herr	Dr.	Kurt	Müller	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft	München
64	Herr		Lutz-Dieter	Naake	Degussa AG	Düsseldorf
65	Herr		Manfred	Olfert	Umweltministerium Schleswig-Holstein	Kiel
66	Herr	Dr.	Bernd	Pehl	Stadtentwässerungsbetrieb Düsseldorf / ATV-DVWK	Düsseldorf
67	Frau		Jutta	Penning	Umweltbundesamt	Berlin
68	Herr		Thomas	Philippi	Staatliches Umweltamt Herten	Herten
69	Herr		Michael	Pöhlig	Gesamtverband der deutschen Textilveredlungsindustrie - TVI-Verband	Eschborn
70	Herr	Dr.	Thomas	Ries	Deutsche Projekt Union GmbH	Köln
71	Herr		Berthold	Robert	Staatliches Umweltamt Herten	Herten
72	Frau			Rohde	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie	Dresden
73	Herr		Christoph	Sahm	VDEW	Frankfurt/Main
74	Herr		Heinz	Schäfer	Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt	Erfurt
75	Herr	Dr.	Bernhard	Scherer	Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz	Wiesbaden

76	Herr		Hans	Schmidt	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung	Berlin
77	Frau	Dr.	Michaela	Schmitz	Bundesverband der Deutschen Gas- und Wasserwirtschaft	
78	Herr		Bernd	Schneider	Senator für Bau, Umwelt und Verkehr	Bremen
79	Herr			Schöbel	Regierungspräsidium Karlsruhe	Karlsruhe
80	Frau		Petra	Scholten	Verband kommunaler Unternehmen e. V.	Köln
81	Frau		Gisela	Schönberger		Gottenheim
82	Herr	Dr.	Harald	Schönberger	Consultant	Gottenheim
83	Frau	Dr.	Gabriele	Schubert	Regierungspräsidium Stuttgart	Stuttgart
84	Herr	Dr.	Friedrich	Seyler	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft	München
85	Herr	Prof. Dr.	Friedhelm	Sieker	Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH	Dahlwitz-Hoppegarten
86	Herr		Hartmuth	Skalicky	Verband der Cemischen Industrie e.V.	Frankfurt
87	Herr		Christian	Staudt	Ministerium für Umwelt und Forsten	Mainz
88	Herr		Volker	Stein	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung	Berlin
89	Frau		Sabine	Thaler	ATV-DVVK	Hennef
90	Herr		Reinhardt	Thiel	Verband deutscher Papierfabriken	Bonn
91	Herr	Dr.	Eckhart	Treunert	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW	Düsseldorf
92	Frau		Bettina	Uhlmann	Umweltbundesamt	Berlin
93	Herr	Dr.	Dieter	Veltwisch	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	Bonn
94	Herr		Rolf	Wizgall	Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg	Stuttgart
95	Herr		Fred	Wokittel	Ingenieurbüro Dr. Köppke GmbH	Bad Oeynhausen
96	Herr	Dr.	Dietmar	Wunderlich	Umweltbundesamt	Berlin
97	Frau		Brigitte	Zietlow	Umweltbundesamt	Berlin
98	Herr		Jörg	Zimpel		