

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Abwasserreinigung  
Werte erhalten, Effizienz steigern  
und Ressourcen schonen**

**Band 230 - Wien 2014**

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Band 230**

## **Abwasserreinigung Werte erhalten, Effizienz steigern und Ressourcen schonen**

ÖWAV - Seminar - Wien 2014  
TU Wien  
25.-26. Februar 2014

Herausgeber:  
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg Krampe  
Ass.-Prof. DI Dr. Karl Svardal  
Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement  
und Abfallwirtschaft

## Veranstalter



Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte,  
Ressourcenmanagement  
und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13 / 226  
1040 Wien



zukunft  
S E I T 1 9 0 9  
denken

Österreichischer  
Wasser- und  
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5  
1010 Wien

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

Alle Rechte vorbehalten.

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

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2014

Druck: Riegelnik  
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349  
ISBN 978-3-85234-124-8

## Inhaltsverzeichnis

Jörg Krampe, Zukünftige Herausforderungen an die Abwasserinfrastruktur	1 – 14
Dorith Breindl Zukunft der Siedlungswasserwirtschaft in Österreich	15 – 22
Jana von Horn, Max Maurer Zukunft der Abwasserentsorgung in der Schweiz	23 – 36
André Spindler Abwasserreinigung auf hohem Niveau - was bleibt zu tun?	37 – 50
Thomas Gamperer Planung des Finanzbedarfs für den Funktionserhalt – Eine Methodik	51 – 56
Josef Dengg, Christian Fimml Kosten- und Leistungsrechnung als Basis für Investitionsentscheidung	57 – 74
Constanze Hanekrad, Rolf König, Dieter Wolz Korrosion in Faulbehältern aus Stahlbeton und Maßnahmen der Instandsetzung	75 – 90
Norbert Kreuzinger, Heidemarie Schaar Emissionen von Kläranlagen im derzeitigen Blickpunkt – neue Substanzklassen im Fokus	91 – 124
Vanessa Parravicini, Tanya Valkova Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen	125 – 156
Andreas Farnleitner et al. Diagnostik mikrobiologischer Fäkalkontaminationen in Wasser und Gewässern	157 – 184

Katharina Schneider, Regina Nogueira, Karl-Heinz Rosenwinkel Bilanzierung der Virenelimination in kommunalen Kläranlagen	185 – 196
Winfried Born Einlaufbauwerke von Nachklärbecken	197 – 206
Michael Janzen, Steffen Keller Optimierung der Einlaufhöhe von Nachklärbecken im Hinblick auf die in-ternen Strömungsvorgänge und der da-raus resultierenden Ablaufqualität	207 – 224
Norbert Günther, Markus Ahnert, Volker Kühn Praxiserfahrungen mit dem Bypassverfahren	225 – 250
Werner Maier, Demet Antakyali Höhenvariabler Einlauf am Beispiel der Kläranlage Metzingen	251 – 262
Klemens Füreder, Markus Reichel, Heidemarie Schaar, Karl Svardal Faulung auf kleinen Kläranlagen	263 – 278
Klemens Füreder Fließverhalten von Schlämmen mit hohem Trockensubstanzgehalt	279 – 304
Lukas Egle, Helmut Rechberger, Matthias Zessner Rückgewinnung von Phosphor aus dem Abwasser – Möglichkeiten und Grenzen	305 – 324
Wilhelm Römer P-Düngewirkung verschiedener Recycling- Produkte	325 – 344

# Zukünftige Herausforderungen an die Abwasserinfrastruktur

Jörg Krampe

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

**Abstract:** Dieser Übersichtsbeitrag versteht sich als Einleitung zu den nachfolgenden Beiträgen und beschreibt, welche Anforderungen an ein Infrastrukturmanagement auf Kläranlagen zu stellen sind. Neben dem Werterhalt der baulichen Anlagen gilt es, Erfahrungen und Entwicklungen der vergangenen Jahre für eine gesteigerte Effizienz zu nutzen, aber auch potentielle zukünftige Entwicklungen im geeigneten Maße zu berücksichtigen.

In den meisten Fällen ist es wirtschaftlicher, durch verbesserte und intensiviertere Planungen im Bereich des Werterhaltes bzw. des Infrastrukturmanagements größere Investitionen hinaus zu zögern und auf der baulichen Seite zu sparen. In der Zukunft sind daher vermehrt längerfristige Investitionskostenplanungen für Kläranlagen, konzeptionelle übergeordnete Planungen und die Erforschung und Erprobung neuer Technologien zu forcieren.

**Key Words:** Infrastrukturmanagement, Betriebsoptimierung, Ressourcenschutz

## 1 Einleitung

Die Abwasserreinigung befindet sich heute in einer Phase des Umbruchs; während in der Vergangenheit durch den technischen Fortschritt und andere sich ändernde Rahmenbedingungen eine regelmäßige Adaption der Anlagentechnik erfolgte, sind solche fundamentalen Änderungen im Bestand für das kommende Jahrzehnt nicht zu erwarten. Zur gleichen Zeit erreichen viele Anlagen ein Alter, in dem die Instandsetzung und der Werterhalt in den Vordergrund rücken müssen. Es gilt daher, dem Erhalt der existierenden Infrastruktur ein besonderes Augenmerk zu schenken und Konzepte für ein Infrastrukturmanagement zu entwickeln, die auch von Betreibern kleiner und mittlerer Anlagen angewendet werden können. Beispiele für geeignete Konzepte sind sowohl im internationalen Umfeld (siehe Gianella und Maurer, 2006) als auch in anderen Fachgebieten zu finden (z.B. Hoffmann et al., 2013).

Es ist erforderlich, dass Arbeiten zum Infrastrukturmanagement auf strategischer Ebene stattfinden und eine deutliche Verbesserung der Datenlage zur Entscheidungsfindung (informierte Entscheidung) insbesondere auch bei kleinen und mittleren Anlagen angestrebt wird. Der ÖWAV hat mit der Erstellung des Arbeitsbehelfs 41 (2013) eine wichtige Grundlage für die zukünftige Bewertung des Anlagevermögens geschaffen, der weitere Schritte in Richtung eines aktiven Infrastrukturmanagements folgen müssen. Beispielhaft zu nennen sind hier systematisierte Werkzeuge zur Zustandserfassung, die dann zur Erarbeitung von kurz-, mittel- und langfristigen Investitionsplanungen genutzt werden können.

Die große Herausforderung liegt darin, solche Maßnahmen zum Erhalt der Infrastruktur zu wählen, die den Betrieb der Anlage optimieren und zukünftigen Anforderungen nicht entgegenstehen. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über die Bereiche der Abwasserinfrastruktur, in denen zukünftig Anpassungsprozesse zu erwarten sind. Die einzelnen Bereiche werden in den weiteren Beiträgen der vorliegenden Wiener Mitteilungen aufgegriffen und detaillierter betrachtet. Der Schwerpunkt liegt dabei im Bereich Abwasserreinigung.

## **2 Zukünftige Aufgaben**

### **2.1 Instandhaltung und Reinvestition**

Die aktuellste Zusammenstellung zum Investitionsbedarf für die Abwasserreinigung in Österreich findet sich in einer Studie über die technischen Herausforderungen der Siedlungswasserwirtschaft, die 2012 im Auftrag des Lebensministeriums von Neunteufel et al. erstellt wurde. Laut der Studie wurde ein Großteil der heute bestehenden Kläranlagen zwischen 1990 und 2005 neu errichtet oder an den Stand der Technik angepasst. Für die verbleibenden Anpassungsmaßnahmen an den Stand der Technik gemäß der Novelle des WRG von 1990 wurde von den Autoren die Obergrenze für die Kosten mit 500 Millionen Euro abgeschätzt. Mittlerweile kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil dieser verbleibenden Anpassungen erfolgt ist. Auch für Kapazitätserweiterungen ist noch mit einem gewissen Finanzbedarf zu rechnen, der mit 242 Millionen Euro veranschlagt wurde.

Unter Zugrundelegung der üblichen Abschreibungszeiten aus dem ÖWAV-Arbeitsbehelf 41 (2013) (z.B. 25 Jahre für bauliche Anlagen oder 13 Jahre für maschinelle und elektrische Anlagen) wird jedoch deutlich, dass ein erheblicher Anteil der heute bestehenden Anlagen bereits wieder in die Phase der Reinvestitionen für Erhalt und Erneuerung kommt. Werden diese Instandhaltungsmaßnahmen nicht rechtzeitig umgesetzt, besteht die Gefahr, dass

sich ein Investitionsstau aufbaut. Es ist davon auszugehen, dass dieser Investitionsbedarf unter anderen Randbedingungen wie steigenden Kapitalkosten und mit fortschreitendem Anlagenalter bzw. Schadensbild in Zukunft nur mit erheblich größeren gesellschaftlichen Anstrengungen abgearbeitet werden kann.

Grundsätzlich ist der Reinvestitionsbedarf bei Kläranlagen aufgrund der unterschiedlichen Abschreibungszeiten der einzelnen Anlagen (Bau, Maschinenteknik, Elektrotechnik) anhand grober Kennzahlen nur schwer zu ermitteln. Dies ist beim öffentlichen Kanalnetz deutlich einfacher. Eine Abschätzung des Investitionsstaus für den öffentlichen Kanal erfolgte durch Breindl (2013). Demnach stehen einem Sanierungsbedarf von 1.794 km/a (89.700 km öffentlicher Kanal und 50 Jahre Lebensdauer) tatsächliche Sanierungslängen von 58 bis 72 km/a in den Jahren 2010 bis 2012 gegenüber. Dies entspricht einer anzunehmenden Lebensdauer der neu errichteten Kanäle von rund 1500 Jahren (Breindl, 2013). Diese Zahlen stellen den schlechtesten Fall dar, da sie nur auf Zahlen von geförderten Maßnahmen basieren, die wirklichen Zahlen dürften deutlich positiver ausfallen.

Durch die Anpassung der Kläranlagen an den Stand der Technik seit den 90er Jahren ist hier grundsätzlich von einer jüngeren Infrastruktur auszugehen, die Abschreibungszeiten sind jedoch deutlich kürzer. Die Obergrenze des Reinvestitionsbedarfs der Kommunen/Verbände für die Jahre 2012-2021 für die Abwasserreinigung beträgt laut der Studie zu den Technischen Herausforderungen der Siedlungswasserwirtschaft (Neunteufel et al., 2012) rund 2,2 Milliarden Euro. Der Reinvestitionsbedarf im Bereich der Abwasserableitung liegt nach der gleichen Studie bei 7 – 12 Milliarden Euro, also um ein vielfaches höher.

Erschwerend kommt bei Kläranlagen auch die Komplexität der Anlagentechnik zum Tragen. Ziel jeder Instandhaltungsmaßnahme ist neben dem Werterhalt der Infrastruktur auch die Reduzierung der Ausfallwahrscheinlichkeit bzw. der Funktionserhalt. Um den Lebenszyklus der gesamten Anlage (z.B. Mechanische Stufe) zu verlängern und die Ausfallwahrscheinlichkeit zu reduzieren kann es daher erforderlich sein, im Zuge von Erhaltungsmaßnahmen auch Anlagenteile zu erneuern, die noch keinen akuten Erneuerungsbedarf aufweisen. Dies erfordert abgestimmte Sanierungspläne und ein bewusstes Infrastrukturmanagement, welches Redundanzen und die gesamte Systemstabilität berücksichtigt. Daher ist für die Aufstellung von Investitionsplänen auf Basis von Instandhaltungsmaßnahmen ein hohes Maß an Prozessverständnis erforderlich (Krampe und Leak, 2012).

## 2.2 Ressourcenschutz

Im Bereich des Ressourcenschutzes ist aktuell das Phosphorrecycling zu Recht im Fokus. Eine umfassende und vergleichende Bewertung der derzeitigen Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen und Klärschlammaschen erfolgte im Auftrag des Lebensministeriums durch Egle et al. (2013) und ist in Egle et al. (2014) zusammen gefasst. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass rein wirtschaftliche Überlegungen als Antrieb für eine Implementierung der untersuchten Verfahren nicht ausreichen. Allerdings stellt das Konzept der Monoverbrennung der Klärschlämme (ggf. ergänzt um Abfälle aus der Tierkörperverwertung) und die Zwischenlagerung der Aschen mit dem Ziel der zukünftigen Rückgewinnung ein sinnvolles Zwischenglied zur nachhaltigen Phosphorrückgewinnung dar.

Eine andere Möglichkeit zur Nutzung des Phosphors im Abwasser liegt in der Abwasserwiederverwendung für die landwirtschaftliche Bewässerung. Dafür ist es erforderlich, dass in dem Bewässerungsteilstrom kein Phosphor eliminiert und ggf. auch die Stickstoffelimination gedrosselt wird. Zusätzlich ist dann jedoch eine Desinfektion des Ablaufs erforderlich, welche mit zusätzlichen Kosten verbunden ist. Grundsätzlich handelt es sich bei dieser Methode um eine sehr effiziente Form des Ressourcenschutzes, die bei ausreichendem Wasserbedarf auch wirtschaftlich ist und in vielen Ländern mit aridem Klima bereits heute zum Einsatz kommt. Neben der Rückgewinnung der Nährstoffe wird in diesem Fall auch das Wasser als Ressource wiederverwendet. Als willkommener Nebeneffekt werden die Gewässer im Sommer (Niedrigwasser) entlastet, da weniger Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung entnommen werden muss, was sich auch positiv auf die Nährstoffsituation in den Gewässern auswirkt (siehe Abschnitt Klimawandel). Durch die Saisonalität des Wasserbedarfs hat die Wasserwiederverwendung jedoch keinen kostenmindernden Einfluss auf die Planung der Kläranlagen, da diese weiterhin für die Stickstoffelimination bei niedrigen Temperaturen dimensioniert werden müssen.

## 2.3 Effizienz steigern

Beim Thema der Effizienzsteigerung geht es nicht nur um die Energieeffizienz, die in den letzten Jahren verstärkt ins Augenmerk gerückt ist. Seit Beginn der aktuellen Ausbauwelle in den frühen 90er Jahren haben sich die Forschung und Technik im Bereich der Abwassertechnik deutlich weiter entwickelt, wodurch auch im Hinblick auf die Reinigungsleistung effizienzsteigernde Maßnahmen möglich sind. Beispielhaft sollen nur einige Bereiche herausgegriffen werden, bei denen durch eine Optimierung der bestehenden Anlagentechnik im Zuge von

Reinvestitionsentscheidungen Verbesserungen der Prozesse bzw. der Ablaufqualität erreichen werden können:

- Im Bereich der Gestaltung von Einlaufbauwerken von Nachklärbecken hat es nicht zuletzt durch die Arbeiten von Armbruster (2004), Schumacher (2006) und Janzen (2010) wesentliche Fortschritte gegeben. Der aktuelle Stand der Technik ist im DWA Arbeitsbericht Einlaufbauwerke von Nachklärbecken (DWA, 2013) dargestellt und wird von Born (2014) zusammengefasst. Damit gibt es neben dem Streben nach tieferen Nachklärbecken nun auch Ansatzpunkte für eine Optimierung von Nachklärbecken im Bestand, die bei aktuellen Umbauten und Modifikationen unbedingt berücksichtigt werden sollten. Als Vorteile ergeben sich die Möglichkeit einer höheren hydraulischen Belastung und die Reduzierung der abfiltrierbaren Stoffe bei Trockenwetter (siehe auch Maier, 2014).
- Verbesserungen der maschinellen Schlammindickung erlauben es heute, geringer konzentrierten Überschussschlamm und somit größere Volumenströme effizient einzudicken. Dadurch wird es möglich, den Überschussschlamm aus den oberen Schichten von Belebungsbecken oder Gerinnen abzuziehen. Es wird davon ausgegangen, dass durch diesen selektiven Überschussschlammabzug verstärkt schlecht absetzbarer Schlamm aus dem System abgezogen wird und sich insgesamt ein besserer Schlammindex einstellt. Nach Wissensstand des Verfassers steht eine systematische Untersuchung der Effizienz dieses Prinzips noch aus, die Berücksichtigung der Möglichkeit des Überschussschlammabzugs aus der oberen Schicht des Belebungsbeckens sollte bei aktuellen Planungen aber zumindest geprüft werden. Hierbei ergeben sich auch Vorteile aus Sicht des Betriebspersonals, da die Ermittlung des Schlammalters deutlich einfacher wird.
- Die durch von der Emde schon Anfang der 70er Jahre auf der KA Wulkaprodersdorf vorgesehene Bypassleitung zur Umgehung des Belebungsbeckens bei hydraulischen Stoßbelastungen wurde im Rahmen des SiTaR-Projekts intensiv untersucht (Svardal et al., 2007) und seitdem auf einer Vielzahl von Kläranlagen eingesetzt (z.A. Günther et al., 2014 und Hartwig, 2012). Bei entsprechenden Umbaumaßnahmen auf bestehenden Kläranlagen ist die Möglichkeit einer solchen Bypassleitung zu prüfen, da durch die Erhöhung der hydraulischen Belastung der Kläranlage im Regenwetterfall insgesamt eine Reduzierung der Gewässerbelastung erreicht werden kann.

- Die getrennte Trübwasserbehandlung hat sich nicht zuletzt durch die Entwicklung in Richtung erhöhter Anforderungen an die Stickstoffelimination und damit einhergehender Energieeinsparung weiter entwickelt. Die Verfahren zur getrennten Trübwasserbehandlung reichen von der anaeroben Ammonium Oxidation über die Nitrifikation und Denitrifikation, die Fällung als Magnesium-Ammonium-Phosphat bis hin zur Strippung. Die Auswahl des geeigneten Verfahrens ist von den Randbedingungen des Einzelfalls abhängig (z.B. verfügbare Kohlenstofffracht im Zulauf zur Biologie). In jedem Fall ist bei Umbaumaßnahmen auf Kläranlagen mit Schlammfäulung heute eine getrennte Trübwasserbehandlung unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten zu prüfen.
- Im Bereich der Belüftung konnte in vielen Studien ein erhebliches Energieeinsparpotential aufgezeigt werden. Dieses Potential ergibt sich nicht nur aus den Weiterentwicklungen im Bereich der Belüfter sondern insbesondere bei Umlaufbecken auch aus neuen Erkenntnissen zur Anordnung der Belüftergitter (Frey, 2012). Daher ist es unbedingt erforderlich im Fall der Erneuerung der Belüftung nicht nur die Belüfter zu ersetzen sondern auch das gesamte Belüftungssystem - von den Gebläsen und deren Abstufung über die Belüftungsanordnung bis hin zu den Belüftermaterialien - kritisch zu hinterfragen. Während das Wissen über das Optimierungspotential im Bereich der Belüftung schon weit verbreitet ist, steht die Optimierung der Durchmischung unbelüfteter Zonen noch am Anfang. Erste Studien zeigen aber auch hier ein nicht unerhebliches Energiesparpotential (Steele et al., 2013).
- Aufgrund steigender Energiepreise und der gestiegenen Verfügbarkeit und Effizienz kleiner Blockheizkraftwerke verschiebt sich schon seit einigen Jahren die Wirtschaftlichkeitsgrenze für den Einsatz der Faulung auf kleinen Kläranlagen nach unten. Diese liegt laut DWA (2013) derzeit bei 20.000 EW, kann aber auch deutlich niedriger sein, falls Sanierungen oder Erweiterungen erforderlich sind und entsprechende Re-Investitionen in die Kostenbetrachtung einfließen. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen auch Füreder et al. (2012) in ihrer Studie für das Land Niederösterreich. Derzeit gibt es in Österreich 60 bis 70 kommunale Kläranlagen über 20.000 EW, die noch keine anaerobe Faulung aufweisen und für die nach obigen Zahlen eine Umstellung wirtschaftlich wäre. Es ist also zukünftig mit einem verstärkten Bau von Faulungsanlagen zu rechnen. Dieser Trend wird durch die sich fortsetzende Etablierung der Co-Fermentation auf kommunalen Kläranlagen noch verstärkt.

Wichtig ist, dass diese Ansätze und andere Optimierungsmöglichkeiten im Zuge von aktuellen Umbau- oder Erhaltungsmaßnahmen geprüft werden, um ein optimales Kosten Nutzen-Verhältnis zu erreichen.

Neben der Berücksichtigung des technischen Fortschritts liegt der weitaus schwierigere Anspruch darin, zukünftige Tendenzen zu erkennen, zu berücksichtigen und sicher zu stellen, dass aktuelle Maßnahmen zukünftigen Anforderungen nicht entgegenstehen. Aus heutiger Sicht sind z.B. Anforderungen zur Reduzierung der folgenden Emissionen denkbar:

- Organische Spurenstoffe,
- Keime vor dem Hintergrund antibiotikaresistenter Keime,
- Nanomaterialien,
- Lachgas- und andere Treibhausgasemissionen sowie
- Viren.

Entscheidungen, ob technische Maßnahmen zur Reduzierung entsprechender hygienischer, atmosphärischer und aquatischer Belastungen flächendeckend erfolgen sollen, müssen wissenschaftlich begründet, politisch entschieden und gesetzlich geregelt werden. Dazu ist die Betrachtung der Relevanz der Emissionen aus Kläranlagen im Gesamtsystem erforderlich. So ist es selten zielführend, die Kläranlagen als einzigen Emissionspfad zu behandeln, andere punktförmige Quellen (z.B. Mischwasserentlastungen) oder diffuse Quellen (z.B.: Landwirtschaft) aber nicht. Sowohl für den Gewässer- wie den Klimaschutz als auch für die Nutzung des Abwassers und seiner Inhaltsstoffe sind abgestimmte wassergütewirtschaftliche und klimapolitische Konzepte meist auf Flussgebietsebene erforderlich.

Grundsätzlich gilt jedoch, dass bei der Planung von Neu- und Umbaumaßnahmen für zukünftige Anforderungen entsprechende Platzreserven und ggf. hydraulische Kapazität zu berücksichtigen sind. Bei der Rückgewinnung von Wertstoffen aus dem Abwasser ist eine gezielte Lenkung von bestimmten Stoffströmen anzustreben. (z.B. die Vermeidung der Verdünnung von Klärschlammasche mit phosphorarmen anderen Aschen).

## **2.4 Übergeordnete Anforderungen**

- Klimawandel

Über die Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft in Österreich wurde vielfach berichtet (u.A. Kreuzinger und Kroiß, 2011 und

ZAMG/TU-Wien, 2011). Ein Aspekt, der für Kläranlagen in diesem Zusammenhang interessant sein dürfte, ist die landwirtschaftliche Bewässerung. Am Beispiel von Zuckerrüben wird von Kreuzinger und Kroiß (2011) der potentiell erhöhte Bewässerungsdarf durch erhöhte Lufttemperaturen und damit Evapotranspiration der Pflanzen aufgezeigt. Dieser zusätzliche Wasserbedarf für die landwirtschaftliche Bewässerung fällt in Perioden, in denen auch eine Verminderung der Niederwasserabflüsse zu erwarten ist sowie in Gebieten, in denen mit einer reduzierten Grundwasserneubildungsrate gerechnet werden muss. Wird seitens der Landwirtschaft mit der vermehrten Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser reagiert, verschärft sich somit die Abflusssituation in den Gewässern. Werden in diesem Zusammenhang Abläufe von Kläranlagen zur landwirtschaftlichen Bewässerung herangezogen, so können relativ einfach niedrige Nährstoffemissionen ins Gewässer erreicht werden. Schwierigkeiten bereitet in diesem Zusammenhang oftmals die räumliche Diskrepanz zwischen Abwasseranfall und Wasserbedarf. Dieser Ansatz wird im Abschnitt zum Ressourcenschutz etwas detaillierter ausgeführt.

- Bevölkerungswachstum bzw. –abnahme

Nach den Ergebnissen der aktuellen Prognose wird die Bevölkerung Österreichs auch in Zukunft weiterhin wachsen, und zwar von aktuell 8,42 Millionen (2011) auf 9,0 Millionen im Jahr 2030 (+7%) bzw. 9,38 Millionen (+11%) im Jahr 2060 (Hanika et al., 2012). Hierbei sind laut aktuellen Prognosen jedoch deutliche regionale Unterschiede zu verzeichnen. Während für Wien, Niederösterreich und den Raum Eisenstadt die stärkste Bevölkerungszunahme prognostiziert wird, sind für Kärnten weiterhin rückläufige Bevölkerungszahlen zu erwarten. Neben der lokal recht unterschiedlichen Bevölkerungsentwicklung wird insgesamt eine deutliche Verschiebung der Altersstruktur prognostiziert, die ein verändertes Nutzungsverhalten zur Folge haben wird. Aus diesen Zahlen ergibt sich ein Anpassungsdruck auf die Abwasserinfrastruktur.

In den Regionen mit zu erwartendem Bevölkerungswachstum stellen die relativ geringen Wachstumsraten (z.B. 5% in 19 Jahren für Oberösterreich; Hanika et al., 2012) besondere Anforderungen an den effizienten Ausbau der Abwasserinfrastruktur. Hier sind innovative Verfahren zur Steigerung der Leistungsfähigkeit (z.B. granulärer belebter Schlamm, Verbesserung der Belüftung, bessere Eindickung der Rohschlämme, Verbesserung der Vorklärung durch Chemikaliengabe bei Spitzenbelastungen im Winter) oder zur effizienten Behandlung von Teilströmen (z.B. getrennte Trübwasserbehandlung) geeignete Maßnahmen für eine geringfügige Steigerung der Leistungsfähigkeit.

### 3 Erforderliche Rahmenbedingungen

Zur effizienten Realisierung einer nachhaltigen Abwasserreinigung sind einige grundlegende Rahmenbedingungen erforderlich. Diese zielen neben einer einheitlichen Methode der Herangehensweise auch auf effiziente Strukturen, die erforderlich sind, um den heutigen und zukünftigen Anforderungen der Abwasserreinigung gerecht zu werden. Wesentliche Punkte sind dabei:

- Die Anwendung einer Kosten- und Leistungsrechnung zur Schaffung einer vergleichbaren Datengrundlage in der Abwasserreinigung. Hier bietet sich der neue ÖWAV-Arbeitsbehelf 41 (2013) als geeignetes Hilfsmittel an und es bleibt zu hoffen, dass der Arbeitsbehelf eine breite Anwendung findet.
- Basierend auf den Daten der Kosten- und Leistungsrechnung in Verbindung mit einer Zustandserfassung anhand vereinheitlichter Schadenskataloge sind kurz-, mittel- und langfristige Investitionspläne zu erarbeiten und zu budgetieren. Erste Ansätze zu einer systematisierten Zustandserfassung finden sich im ÖWAV-Arbeitsbehelf 37, „Überprüfung des Betriebszustandes von Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW)“ (2010). Nur durch eine solide Investitionskostenplanung ist die Sicherstellung langfristig stabiler Gebühren möglich.
- Ein wichtiges Instrument zur Schaffung effizienter Strukturen und zur Bündelung von Know-how liegt in der interkommunalen Zusammenarbeit (Betriebsverband). Während kurzfristig oftmals betriebliche Maßnahmen im Vordergrund stehen (z.B. höher qualifiziertes Betriebspersonal), bieten mittel und langfristig Maßnahmen zum Infrastrukturmanagement ein großes Potential. Das Land Oberösterreich hat dies erkannt und eine Koordinierungsstelle für interkommunale Zusammenarbeit in der Abwasserwirtschaft eingerichtet. Erklärte Ziele sind ein „besserer und effizienterer Wert- und Funktionserhalt der Anlagen sowie das Hintanhalten von Reinvestitionen durch die Verlängerung der Lebensdauer der Anlagen“. Hinweise und Musterverträge zur interkommunalen Zusammenarbeit finden sich auch im ÖWAV Arbeitsbehelf 10, „Interkommunale Zusammenarbeit – Betriebs- und Betreuungsgemeinschaften in der Abwasserentsorgung“ (2011).
- Insbesondere im Hinblick auf mögliche zukünftige Anforderungen wie die vierte Reinigungsstufe oder Zielvorgaben zur Phosphorrückgewinnung muss die Zusammenlegung von Kläranlagen zu größeren Einheiten diskutiert werden. Die Schwierigkeit liegt dabei darin, dass

Investitionspläne meist anlagenspezifisch erstellt werden und Synergien, die sich durch evtl. erforderliche Maßnahmen an benachbarten Kläranlagen möglich werden, in Kostenbetrachtungen unberücksichtigt bleiben. Da aber Kosteneffizienz auch eine Funktion der Größe ist, stellt häufig die Zusammenführung zu größeren Einheiten die insgesamt wirtschaftlichere Lösung dar. Das Potential zur Zusammenlegung erhöht sich gegen Ende der Abschreibungszeiten von Kläranlagen und wird umso geringer, je mehr Reinvestitionen schon auf einer der Anlagen getätigt wurden. Somit ist in Österreich in den nächsten Jahren ein Zeitfenster zu erwarten, in dem eine Zusammenführung von Kläranlagen diskutiert werden sollte. Auch wenn politische Grenzen oder Anschauungen Maßnahmen zum Zusammenschluss oft erschweren, so muss das Ziel doch immer eine kosteneffiziente Lösung sein, die langfristig niedrige Abwassergebühren für die Bevölkerung ermöglicht. In diesem Zusammenhang kommt der Wasserwirtschaftsverwaltung eine besondere und koordinierende Rolle zu ggf. sollten entsprechende Strategien durch übergeordnete Studien initiiert und unterstützt werden.

#### **4 Zusammenfassung**

Wegen der aktuellen Altersstruktur der Kläranlagen in Österreich ist in den nächsten Jahren mit verstärkten Aufwendungen für den Erhalt und die Instandsetzung der Anlagentechnik zu rechnen. Neben den erforderlichen Erhaltungsmaßnahmen sollten auch die Optimierung des Anlagenbetriebs und regionale Kooperationen bis hin zur Zusammenführung von Kläranlagen zu größeren Einheiten im Fokus der Betrachtungen stehen. Gerade wenn viele Anlagen zeitgleich das Ende der Abschreibungszeiträume erreichen, besteht das Potential für grundlegende Systemoptimierungen. Auch technologische Weiterentwicklungen und potentielle zukünftige Anforderungen an die Ablaufqualität, die Schlammbehandlung und -entsorgung sowie den Ressourcenschutz spielen in diese Planungen hinein.

Bei der Instandhaltung und Optimierung von Abwasserreinigungsanlagen bzw. übergeordneten Abwasserkonzeptionen verhält es sich ähnlich wie beim Neubau: Je mehr Aufwand in der Planungsphase betrieben wird und je besser die Datengrundlage ist, umso effizienter und kostengünstiger können die erforderlichen Maßnahmen umgesetzt werden. Grundsätzlich gilt, dass für die zukünftige Positionierung der Abwasserreinigung und den langfristigen Werterhalt der Abwasserinfrastruktur eine koordinierte strategische Planung zwischen allen beteiligten Akteuren erforderlich ist.

Basierend auf Anforderungen zum Werterhalt, ermittelt durch regelmäßige Zustandserfassungen, sollten Kläranlagen kurz-, mittel- und langfristige Investitionsplanungen vorliegen haben (strategisches Infrastrukturmanagement). Neben der Finanzplanung sollten diese Pläne auch dazu genutzt werden, die Planungsvorgänge zu optimieren, die Datenlage zu verbessern (z.B. Erhöhung der Datendichte), erforderliche Studien in Auftrag zu geben (z.B. Variantenbetrachtungen und Markanalysen) und Erfahrungsaustausche zu intensivieren.

Auf übergeordneten Ebenen gilt es mögliche Maßnahmen zur Reduzierung von Emissionen (organische Spurenstoffe, antibiotikaresistente Keime, Nanomaterialien, klimarelevante Gase) als Entscheidungsgrundlage für zukünftige Anforderungen weitergehend zu erforschen. Weiterhin müssen neue Technologien und Verfahren zu erproben werden um deren Relevanz und Eignung für den großtechnischen Bereich zu bewerten (z.B. granuläre Schlämme).

## 5 Literatur

- Armbruster, M. (2004), Untersuchung der möglichen Leistungssteigerung von Nachklärbecken mit Hilfe numerischer Simulationen, Dissertation, Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe, Verlag hydrograv GmbH, Dresden
- Born, W. (2014), Einlaufbauwerke von Nachklärbecken, Wiener Mitteilungen, Band 230, S. 197 – 206, 2014
- Breindl, D. (2013), Kanalsanierung – Eine Herausforderung für die Zukunft, Vortrag auf dem Seminar, Sanierung und Anpassung von Entwässerungssystemen, Innsbruck
- DWA Arbeitsbericht Einlaufbauwerke von Nachklärbecken (2013), Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-5 „Absetzverfahren“, KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Heft Nr. 4; 2013 S. 290-298, doi 10.3242/kae2013.04.013
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2013), Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser. Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014), Vergleich von Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. In Press. Springer Wien, New York
- Frey, W. (2012), Stand der Technik beim Belüften – Einfluss auf das Regelwerk, DWA Landesverbandstagung Sachsen/Thüringen, 6. Juni 2012, Dresden

- Füreder, K., Reichel, M., Schaar, H., Svoldal, K. (2012), KLARAS, Einsatz von Schlammfaulanlagen auf kleinen und mittleren kommunalen Kläranlagen – Grenzen der Wirtschaftlichkeit, Machbarkeitsstudie im Auftrag des Landes Niederösterreich
- Gianella, S., Maurer, M. (2006), Infrastrukturmanagement – Internationale Standortbestimmung für den Wasser- und Abwassersektor, gwa, Heft 9, S. 733 – 742, 2006
- Günther, N., Ahnert, M., Kühn, V. (2014), Praxiserfahrungen mit dem Bypassverfahren, Wiener Mitteilungen, Band 230, S. 225 – 250, 2014
- Hanika, A., Jaschinski, I., Klotz, J., Marik-Lebeck, S., Wisbauer, A. (2012), Zukünftige Bevölkerungsentwicklung Österreichs und der Bundesländer 2012 bis 2060 (2075), Statistische Nachrichten 10/2012, S. 785 – 809
- Hartwig, P. (2012), Combined wastewater feed directly into final clarification – advantage for receiving rivers and wastewater fee, Proceedings of the 11th IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants, 4–8 September, 2011, Budapest, Hungary
- Hoffmann, M., Haselbauer, K., Haberl, A., Blab, R. (2013), Kommunales Erhaltungsmanagement, GESTRATA Journal, 138, S. 16 – 25, 2013
- Janzen, M. (2010), Messung und Modellierung der internen Rückströmung von horizontal durchströmten, runden Nachklärbecken, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, Band 145
- Krampe, J., Leak, M. (2012), Strategic planning approach for optimising investment at WWTPs, Water Practice and Technology, Vol. 7, No. 2, doi:10.2166/WPT.2012.030
- Kreuzinger, N., Kroiß, H. (2011), Klimawandel, qualitative Aspekte der Wasserwirtschaft und Nutzungsaspekte, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 1-2, S. 42 – 51, 2011
- Maier, W., Antakyali, D. (2014), Höhenvariabler Einlauf am Beispiel der Kläranlage Metzingen, Wiener Berichte, Band 230, S. 251–262, 2014
- Maurer, M., Chawla, F., von Horn, J., Staufer, P. (2012), Abwasserentsorgung 2025 in der Schweiz, Herausgeber Eawag, Dübendorf, ISBN 978-3-906484-54-9
- Schumacher, S. (2006), Leistungsbestimmende Prozesse in Nachklärbecken: Einflussgrößen, Modellbildung und Optimierung, Schriftenreihe des Instituts für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen, Band 73
- Spindler, A. (2014), Abwasserreinigung auf hohem Niveau - was bleibt zu tun?, Wiener Mitteilungen, Band 230, S. 37 – 50, 2014
- Steele, R., Dinesh, N., Krampe, J., (2013), Process level energy benchmarking as a tool to improve the energy efficiency of WWTPs, Water, April 2013, S. 129 – 134
- Svoldal, K., Nikolavcic, B., Wandl, G., Spatzierer, G., Krebs, P., Kühn, V., Ahnert, M. & Guenther, N. (2007) Mischwasserbehandlung in Nachklärbecken. Schlussbericht zum European Union INTERREG IIIC-Project SiTaR, Subproject 19, Eisenstadt

Überreiter, E., Lenz, K., Windhofer, G., Zieritz, I. (2012), Österreichischer Bericht 2012 zur Kommunale Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG, Hrsg.: Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

ZAMG/TU-Wien Studie (2011), Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft, Endbericht, Hrsg.: Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

**Korrespondenz an:**

Prof. Dr.-Ing. Jörg Krampe

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: 01 588014-22630

Mail: [jkrampe@iwag.tuwien.ac.at](mailto:jkrampe@iwag.tuwien.ac.at)



# Zukunft der Siedlungswasserwirtschaft in Österreich

Dorith Breindl

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,  
Abteilung VII/6 - Siedlungswasserwirtschaft

**Abstract:** Die Versorgung der Bevölkerung mit hygienisch einwandfreiem Trinkwasser und die ordnungsgemäße Entsorgung der anfallenden Abwässer bilden eine der wichtigsten Grundlagen für die Lebensqualität und den Wohlstand in allen Regionen Österreichs.

In den letzten Jahrzehnten wurden von Seiten der öffentlichen Hand im Rahmen der Daseinsvorsorge erhebliche finanzielle Anstrengungen unternommen, um den Aufbau der Infrastruktur in der Trinkwasserversorgung und der Abwasserentsorgung sicherzustellen. Es besteht jedoch nach wie vor ein erheblicher Handlungsbedarf, der auch durch die Ergebnisse der jüngsten Investitionskostenerhebung für die Siedlungswasserwirtschaft untermauert wird. Die zügige Fortsetzung des Ausbaus der Trinkwasserversorgung und der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum sowie die Erhaltung der bestehenden Anlagen sind Voraussetzungen für die Beibehaltung des hohen Versorgungs- und Entsorgungsstandards und den Schutz der wertvollen Wasserressourcen als Lebensgrundlage für zukünftige Generationen. Die Relevanz der Siedlungswasserwirtschaft für die Wertschöpfung und die Schaffung wie auch Sicherung von qualifizierten Arbeitsplätzen („green jobs“) ist zudem durch volkswirtschaftliche Analysen belegt.

Dementsprechend bekennt sich die österreichische Bundesregierung auch in ihrem Arbeitsprogramm für die Jahre 2013 bis 2018 zur höchstwertigen Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung als Aufgabe der öffentlichen Daseinsvorsorge und zu deren ausreichender finanzieller Ausstattung.

**Key Words:** Daseinsvorsorge, Infrastruktur, Investitionskostenerhebung, Finanzierung der Siedlungswasserwirtschaft;

## 1 Einleitung

In Österreich wurde seit Jahrzehnten nicht nur der Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser sondern auch der Reinigung der anfallenden Abwässer ein besonderes Augenmerk geschenkt.

Die Infrastruktur für die Siedlungswasserwirtschaft wurde zügig errichtet, sodass österreichweit rund 94% der Haushalte über öffentliche Kanäle an Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen sind und 91% der Haushalte im Wege einer öffentlichen Trinkwasserversorgung versorgt werden. Um diesen Anschlussgrad zu erreichen, wurden von den Gemeinden und Verbänden mehr als 89.700 km öffentliche Kanäle, rund 77.000 km öffentliche Trinkwasserleitungen und mehr als 1.500 kommunale Kläranlagen größer 50 EW errichtet.

Die Investitionen in die Abwasserreinigung haben sich gelohnt: Organische und chemische Schadstoffe aus industriellen und kommunalen Quellen konnten in den letzten Jahren großteils beseitigt werden. Fast alle Flüsse und Seen in Österreich erreichten die chemischen Qualitätsziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Auch hinsichtlich organischer Verschmutzung und Nährstoffbelastungen befindet sich der Großteil der Gewässer in einem guten Zustand.

Mit dem Wasserrechtsgesetz 1959, BGBl. Nr. 215/1959 idgF, und den darauf basierenden Verordnungen existieren zudem umfangreiche normative Vorgaben zur Reinigung der anfallenden Abwässer.

## **2 Zielvorgaben**

### **2.1 Bundesverfassungsgesetz über die Nachhaltigkeit, Tierschutz, umfassender Umweltschutz, Sicherung der Wasser- und Lebensmittelversorgung und Forschung, BGBl. I Nr. 111/2013**

Besonders hervorzuheben ist das seit dem Sommer 2013 im Verfassungsrang stehende Bekenntnis der Republik Österreich (Bund, Länder und Gemeinden)

- zum Prinzip der Nachhaltigkeit bei der Nutzung der natürlichen Ressourcen, um auch zukünftigen Generationen bestmögliche Lebensqualität zu gewährleisten
- zum umfassenden Umweltschutz als Lebensgrundlage des Menschen vor schädlichen Einwirkungen, wobei Maßnahmen zur Reinhaltung des Wassers explizit aufgezählt sind und
- zur Wasserversorgung als Teil der Daseinsvorsorge und zu ihrer Verantwortung für die Sicherung deren Erbringung und Qualität.

### **2.2 Arbeitsprogramm der österreichischen Bundesregierung 2013 - 2018**

Die Trinkwasserversorgung und die Abwasserentsorgung finden sich auch an prominenter Stelle im Arbeitsprogramm der österreichischen Bundesregierung für die Jahre 2013 - 2018.

So ist im Kapitel „Zukunft ländlicher Raum“ verankert, dass die ausreichende finanzielle Ausstattung der Siedlungswasserwirtschaft sicherzustellen ist.

Auch im Kapitel „Umwelt schützen und nachhaltiges Wachstum fördern“ findet sich die Siedlungswasserwirtschaft mehrfach. So ist im Rahmen des nachhaltigen Wassermanagements die höchstwertige Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung als Aufgabe der öffentlichen Daseinsvorsorge genannt und die Finanzierung der Siedlungswasserwirtschaft nach dem Ergebnis der Investitionskostenerhebung vorzusehen. Letztere steht jedoch unter Budgetierungsvorbehalt.

### **2.3 Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan**

Österreich hat bereits in den letzten Jahrzehnten erfolgreich in die Verbesserung der Qualität der Flüsse, Seen und des Grundwassers investiert. Durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie werden diese Bemühungen noch gestärkt.

Die wichtigsten Elemente der zielgerichteten und koordinierten Planung für den Schutz der Gewässer sind entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie die alle sechs Jahre zu erstellenden Gewässerbewirtschaftungspläne. Neben den Zielen und Instrumenten des Umweltschutzes sind auch wirtschaftliche Aspekte der Wassernutzung bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu betrachten.

Der erste Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan wurde 2010 veröffentlicht. Er legt dar, welche Belastungen und welchen Zustand die Gewässer zu diesem Zeitpunkt aufwiesen und wie der Zustand der Gewässer verbessert werden kann.

In der kommunalen Siedlungswasserwirtschaft wurden seit Inkrafttreten des ersten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes bis inklusive 2013 insgesamt 1,26 Mrd. Euro in den weiteren Ausbau und die Erhaltung der kommunalen Abwasserentsorgung investiert. Die Investitionen wurden durch Bundesförderungen in Höhe von 320,8 Mio. Euro unterstützt. 95% der Investitionen wurden an zentralen kommunalen Abwasserentsorgungsanlagen getätigt. Dabei flossen 80% der Mittel in den Ausbau und die Sanierung der Kanalisation und 20% in den Ausbau der kommunalen Kläranlagen. Zusätzlich wurden 2.800 Projekte für Einzelkläranlagen in entlegeneren Regionen umgesetzt. Bis 2015 sind weiterhin jährliche Investitionen in Höhe von rund 300 Mio. Euro in die kommunale Abwasserentsorgung zu erwarten.

Der zweite Nationale Bewirtschaftungsplan wird aktuell erstellt und nach Durchführung des Bürgerbeteiligungsverfahrens Ende 2015 veröffentlicht.

### **3 Künftige Herausforderungen**

#### **3.1 Herausforderungen im Bereich der Infrastruktur**

Wenn man die Altersstruktur des Anlagebestands betrachtet zeigt sich, dass etwa ein Drittel aller Trinkwasserleitungen und etwa 13% der Kanäle ein Alter von mehr als 40 Jahren erreicht haben. Der Großteil der bestehenden Kläranlagen wurde im letzten Jahrzehnt des vergangenen Jahrhunderts errichtet bzw. an den Stand der Technik angepasst. Es verwundert daher nicht, dass neben der Neuerschließung des ländlichen Raumes und Kapazitätserweiterungen vor allem der Wert- und Funktionserhalt der Infrastruktur immer mehr an Bedeutung gewinnt.

Um einen guten Überblick über den Umfang und den Zustand der Trinkwasser- wie auch der Abwassernetze zu gewinnen und einen wesentlichen Impuls für eine nachhaltige Bewirtschaftung und Werterhaltung des Anlagevermögens zu setzen, wird seit dem Jahr 2006 die Erstellung eines digitalen Leitungskatasters für Trinkwasserleitungen und Kanäle vom Bund gefördert. Die Förderung ist bei Kanälen an eine aktuelle Leitungszustandserhebung mittels einer Dichtheitskontrolle oder Kamerabefahrung gebunden. Derzeit werden rund 29% des öffentlichen Kanalbestandes und 40% des Trinkwasserleitungsbestandes auf diese Weise erfasst. Für 6.700 km des öffentlichen Kanalbestandes liegen bereits die Ergebnisse der Leitungszustandserhebung vor und es zeigt sich, dass für 8% auf Grund der erhobenen Zustandsklassen 4 und 5 ein dringender Sanierungsbedarf besteht.

Um auf die Bedeutung der Infrastruktur aufmerksam zu machen, wurde im vergangenen Jahr die Initiative „Vor Sorgen – für den Erhalt unserer Trinkwasser- und Abwassernetze“ gestartet, die vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, den österreichischen Bundesländern, dem ÖWAV, der ÖVGW sowie von Städte- und Gemeindebund getragen wird.

Neben dem Wert- und Funktionserhalt ist insbesondere auch der Optimierung und Effizienzsteigerung im Anlagenbetrieb besondere Bedeutung beizumessen.

#### **3.2 Mikroverunreinigungen**

Die Auswirkungen von Mikroverunreinigungen auf die Umwelt und im konkreten Fall auf das Wasser sind seit geraumer Zeit ein Thema und stellen eine kommende Herausforderung an den Gewässerschutz dar. Zu den Mikroschadstoffen zählen viele synthetische Substanzen wie Arzneimittel, Kosmetika, Pflanzenschutz- oder Schädlingsbekämpfungsmittel, aber auch Stoffe natürlichen Ursprungs, wie beispielsweise Hormone, die im Gewässer in Konzentrationen von Nano- bis maximal wenigen Mikrogramm pro Liter vorkommen. Als Eintragungspfad kommen diffuse Einträge - etwa aus der Landwirtschaft - in

Frage und vor allem auch Einträge aus Gewerbe, Industrie und Haushalten, die über betriebliche wie auch kommunale Kläranlagen in die Gewässer gelangen und in den heute üblichen Kläranlagen nicht oder nur teilweise aus dem Abwasser entfernt werden können. Es gilt daher Maßnahmen zur Minderung von Mikroschadstoffen möglichst schon an der Quelle anzusetzen, um die Einträge zu reduzieren und über ein Monitoring zu erheben, ob bzw. wo weitere Maßnahmen notwendig sein werden. Auch auf Ebene der EU sind Maßnahmen zu erwarten, die einen notwendigen Investitionsschub zur Nachrüstung der bestehenden Kläranlagen auslösen können. In der Schweiz wird bereits die Errichtung einer vierten Reinigungsstufe zur Entfernung u.a. dieser Stoffe verfolgt.

### **3.3 Klimawandel**

Wenngleich die Auswirkungen des Klimawandels auf die österreichische Wasserwirtschaft in den nächsten Jahrzehnten seitens der Wissenschaft als eher gering bewertet werden, gilt es jedoch die möglichen Veränderungen durch den Klimawandel zu verfolgen und Vorkehrungen für eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung bei gegenwärtigen und zukünftigen Maßnahmen zu treffen. Österreich ist im Vergleich mit anderen Regionen in Europa in Hinblick auf die Verfügbarkeit von Wasser in einer sehr günstigen Lage, sodass mit keinem großräumigen Mangel an Rohwasser für die Wasserversorgung zu rechnen ist. Kleinräumig können sich vorhandene Engpässe in Gebieten mit ungünstigem Wasserdargebot verstärken. Hier gilt es, die zentrale Leitungsinfrastruktur weiter auszubauen, wenn möglich zusätzliche Wasserspender zu erschließen und eine bessere Vernetzung der Leitungssysteme miteinander zu erreichen.

## **4 Finanzierung der Siedlungswasserwirtschaft**

Die Errichtung, der Betrieb und die Erhaltung der Infrastrukturanlagen in der Siedlungswasserwirtschaft sind mit erheblichen Kosten verbunden, die unter Verrechnung von zumutbaren Gebühren wohl nicht oder nicht ausreichend bedeckbar wären. Daher wird seit dem Jahr 1959 sowohl die Errichtung von Anlagen zur Versorgung der österreichischen Bevölkerung mit hygienisch einwandfreiem Trinkwasser als auch von Anlagen zur geordneten Entsorgung der anfallenden Abwässer gefördert (bis 1993 über den Wasserwirtschaftsfonds und seit 1993 auf Basis des Umweltförderungsgesetzes).

Mit den eingesetzten Förderungsmitteln konnten in den letzten Jahrzehnten alleine in der Abwasserentsorgung Investitionen im Umfang von 44 Mrd. Euro getätigt werden. Davon entfielen rd. 80% auf Abwasserableitungsanlagen.

Da die Förderungsmittel für die Siedlungswasserwirtschaft seitens der Finanzausgleichspartner - also von Bund, Ländern, Städten und Gemeinden - zur Verfügung gestellt werden, obliegt es diesen auch festzulegen, in welchem Umfang jährlich Förderungen für die Trinkwasserversorgung wie auch die Abwasserentsorgung zugesichert werden dürfen.

Zur Vorbereitung der periodisch stattfindenden Finanzausgleichsverhandlungen werden im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft jeweils die in den Gemeinden und Verbänden geplanten Investitionen für die Trinkwasser- und Abwasserentsorgung erhoben. Parallel dazu wurden diesmal auch Studien beauftragt, um den Investitionsbedarf auch aus wissenschaftlicher Sicht zu beleuchten und um die volkswirtschaftlichen Effekte der Investitionen in der Siedlungswasserwirtschaft darzulegen.

#### 4.1 Investitionskostenerhebung 2012

Von den österreichischen Gemeinden und Verbänden wurde für die Jahre 2015 bis 2021 ein erforderlicher Investitionsbedarf für die Siedlungswasserwirtschaft im Umfang von knapp 5 Mrd. Euro gemeldet.

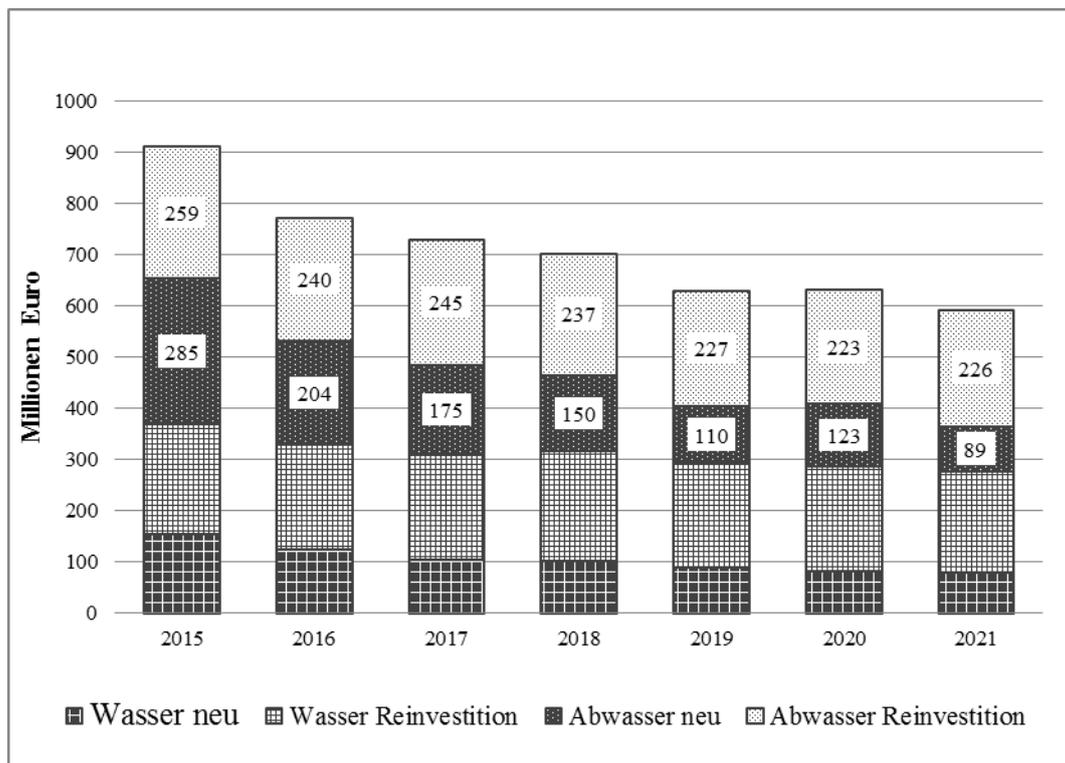


Abbildung 1: Erforderlicher Mittelbedarf laut Investitionskostenerhebung

Dabei sinken die jährlichen erforderlichen Investitionen von ca. 900 Mio. Euro im Jahr 2015 kontinuierlich auf ca. 600 Mio. Euro im Jahr 2021. Der für

Reinvestitionen (Erneuerung und Sanierung) jährlich erforderliche Aufwand wird relativ konstant mit ca. 200 Mio. Euro für die Trinkwasserversorgung und mit ca. 230 Mio. Euro für die Abwasserentsorgung angegeben.

Etwa 2/3 des für den Abwasserbereich gemeldeten Investitionsbedarfs entfallen auf Abwasserableitungsanlagen und 1/3 auf Abwasserreinigungsanlagen.

Der Großteil (90%) der gemeldeten Investitionen für Abwasserreinigungsanlagen entfällt auf Kläranlagen größer 2.000 EW, davon wiederum ca. 1/3 auf Neuerrichtungen und 2/3 auf Reinvestitionen.

#### **4.2 Technische Herausforderungen in der Siedlungswasserwirtschaft**

Parallel zur Investitionskostenerhebung wurden die TU Wien und die BOKU beauftragt, aus wissenschaftlicher Sicht den in Österreich bis zum Jahr 2021 bestehenden Investitionsbedarf in der Trinkwasserversorgung und der Abwasserentsorgung abzuschätzen.

Generell ist zu sagen, dass der theoretisch ermittelte Investitionsbedarf im Bereich der Neuerrichtung gut mit der Investitionskostenerhebung korreliert, während die in der Studie angegebenen nötigen Reinvestitionen erheblich höher liegen. Erklärt kann dies dadurch werden, dass seitens der Wissenschaft auch die Kosten für Hausanschlüsse berücksichtigt wurden, deren Errichtung und Sanierung nicht in den Aufgabenbereich der Kommunen fallen und für die keine Förderungen gewährt werden. Weiters spiegelt sich auch der Nachholbedarf wider, der sich aus der Überalterung jener Anlagen ergibt, die vor mehr als 50 Jahren errichtet wurden und die bislang nur in sehr geringem Umfang erneuert wurden.

#### **4.3 Volkswirtschaftliche Effekte der Investitionen in der Siedlungswasserwirtschaft**

In dieser vom WIFO im Jahr 2012 erstellten Studie werden die volkswirtschaftlichen Auswirkungen der geförderten Investitionen in der Siedlungswasserwirtschaft mittels makroökonomischer Modellansätze quantifiziert und die Effekte in Bezug auf Wertschöpfung, Beschäftigung und Steueraufkommen dargestellt.

Es wurden dafür die geförderten Investitionen in der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung im Jahr 2011 in Höhe von 542,7 Mio. Euro herangezogen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Investitionen in der Siedlungswasserwirtschaft 2011 für eine BIP-Erhöhung um 0,02 % verantwortlich waren (absolut 69 Mio. Euro), für eine Erhöhung der Beschäftigung um rund 2.700 Personen und für eine öffentliche Mittelverfügbarkeit in einem um 101,9 Mio. Euro

erhöhten Ausmaß. Die Arbeitslosenquote wurde dabei um 0,08 Prozentpunkte reduziert.

Als genereller Wert für den positiven Einfluss der Siedlungswasserwirtschaft auf die Beschäftigung wurde vom WIFO ein Beschäftigungsmultiplikator errechnet. So werden durch die Investition von 1 Mio. Euro zusätzliche 5 Arbeitsplätze geschaffen. Weiters sichert die Siedlungswasserwirtschaft 15.000 Dauerarbeitsplätze.

## 5 Literatur

Arbeitsprogramm der österreichischen Bundesregierung 2014 -2018.

<http://www.bka.gv.at/DocView.axd?CobId=53264>

BMLFUW (2013). Investitionskostenerhebung;

[http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/foerderungen/trinkwasser\\_abwasser/aktuelle\\_projekte/investitionskosten.html](http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/foerderungen/trinkwasser_abwasser/aktuelle_projekte/investitionskosten.html)

Dr. I. Meyer, DI Dr.F. Sinabell (Österr. Institut für Wirtschaftsforschung WIFO), Prof. Dr. K. Steininger (Austrian Center Global Change). Volkswirtschaftliche Effekte der Investitionen in der Siedlungswasserwirtschaft. Herausgeber: BMLFUW (2013)  
<http://www.lebensministerium.at/publikationen/wasser/foerderungen/20130214>

DI Dr. R. Neunteufel, PD DI Dr. Th. Ertl, DI A. Spindler, DI Dr. A. Lukas, PD DI Dr. R. Perfler, DI D. Schwarz, AOUiv.Prof. DI Dr. M. Zessner, Univ.Prof. DI Dr. R. Haberl. Technische Herausforderungen in der Siedlungswasserwirtschaft. Herausgeber: BMLFUW (2012)

<http://www.lebensministerium.at/publikationen/wasser/foerderungen/Technische-Herausforderungen-in-der-Siedlungswasserwirtschaft.html>

### **Korrespondenz an:**

DDr. Dorith Breindl

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,  
Abteilung VII/6 – Siedlungswasserwirtschaft

1030 Wien, Marxergasse 2

Tel.: +43 1 71100/7507

Mail: [dorith.breindl@lebensministerium.at](mailto:dorith.breindl@lebensministerium.at)

# Zukunft der Abwasserentsorgung in der Schweiz

Ein Bericht über die Studie „Abwasserentsorgung 2025“ in der Schweiz

Jana von Horn, Max Maurer

Prof. Dr.-Ing. Jana von Horn, Hochschule Bremen<sup>1</sup>  
Prof. Dr. Max Maurer, Eawag

**Abstract:** In der Studie Abwasserentsorgung 2025 dokumentiert die Eawag in sieben thematisch gegliederten Modulberichten den Wissensstand zur Situation der schweizerischen Abwasserentsorgung und identifiziert gleichzeitig Wissenslücken zu zukünftigen Fragestellungen. Spezielle Beachtung findet das Thema Klimawandel und dessen direkte und indirekte Einflüsse auf die Abwasserentsorgung. Im Berichtsteil ‚Handlungsempfehlungen‘ werden die von einer Begleitgruppe priorisierten Maßnahmen gruppiert und beteiligte Akteure identifiziert. Der Bericht soll dem BAFU als Grundlage für die Strategieentwicklung in der Schweizerischen Abwasserwirtschaft dienen.

**Key Words:** Abwasserentsorgung, Strategie, Klimawandel, Schweiz

## 1 Zielsetzung und Vorgehen der Studie

„Die Schweiz verfügt heute, dank gezielter Investitionen in der Vergangenheit, über eine flächendeckende, sichere und leistungsfähige Abwasserentsorgung mit qualitativ guten Dienstleistungen. Es gilt jetzt, strategische und taktische Entscheidungen zu treffen, um die verfügbaren Ressourcen langfristig bereitzustellen und effizient für den Erhalt und die Verbesserung der Leistungen einzusetzen.“ [Maurer et al., 2012]

Das Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) beauftragte die Eawag, den Wissensstand der Schweizerischen Abwasserwirtschaft umfassend zu dokumentieren, und Wissenslücken zur Situation und zur Zukunft zu identifizieren. Die Studie „Abwasserentsorgung 2025“ [Maurer et al., 2012], deren Zusammenfassung hier im Tagungsbericht in weiten Teilen wiedergegeben wird, soll dem BAFU als Entscheidungsgrundlage für zukünftige Aktivitäten im Bereich der Abwasserwirtschaft dienen.

Im Rahmen der Studie wurden, analog zu dem Schwesterbericht „Wasserversorgung 2025“, zunächst sieben Modulberichte erstellt, in denen mit Hilfe von Eawag-Experten auch graue Literatur und wichtige Interviewpartner hinzugezogen wurden, um eine möglichst umfassende Wissensdokumentation zu liefern. Aus diesen Modulberichten wurden dann Themen identifiziert, bei denen Handlungsbedarf erkennbar ist. Die Modulberichte wurden abschließend mit einer Begleitgruppe aus schweizerischen Abwasserexperten verifiziert.



Abbildung 1: Übersicht über die in der Studien enthaltenen Modulberichte

Um eine adäquate Umsetzung des identifizierten Handlungsbedarfs zu einzuleiten lud das BAFU die Begleitgruppe ein, eine Priorisierung und Bündelung der Zukunftsthemen vorzunehmen. Die Eawag leitete daraus im Anschluss Handlungsfelder und involvierte Akteure (Bund, Länder, Verbände, Forschung) ab, die im Bericht unter dem Titel Handlungsempfehlungen dargestellt werden.

Im Anschluss an die Veröffentlichung der Studie fand ein Workshop statt, bei dem ein breiterer Kreis an schweizerischen Abwasserfachleuten eingeladen war, um die Umsetzung identifizierter Maßnahmen in die Praxis zu diskutieren und bereits einige Verantwortlichkeiten für den Umsetzungsprozess zu eruieren.

## 2 Modulberichte

Nachfolgend ist eine kurze Zusammenfassung der wichtigsten Inhalte der sieben in der Eawag-Studie [Maurer et al., 2012] enthaltenen Modulberichte dargestellt und zitiert. Die gesamte Studie finden Sie unter

<http://www.lib4ri.ch/institutional-bibliography/eawag/schriftenreihe-der-eawag.html>

### 2.1 Policy und Governance im Abwassersektor der Schweiz und Europas

In diesem Modul werden größerer Organisationseinheiten in der schweizerischen Abwasserwirtschaft als Optimierungsmöglichkeit identifiziert. Dies bietet zum einen die Möglichkeit, die Abwasserentsorgung eines gesamten Einzugsgebietes als Gesamtheit zu betrachten, zum anderen ermöglichen größere Strukturen einen höheren Grad an Professionalisierung.

Eine zentrale Zukunftsaufgabe ist das Management der kommunalen Infrastrukturen der Abwasserentsorgung. Dabei liegt die Herausforderung insbesondere auf der Stärkung des strategischen Managements und dessen Ausdehnung auf alle Betreiber. In diesem Zusammenhang sind die mittelfristige Anlagenplanung, eine nachhaltige Finanz- und Gebührenplanung sowie das Risikomanagement wichtige Themen.

Die Schweiz strebt an, das integrale Einzugsgebietsmanagement (IEM), also ein gemeinsames Management von Wasserversorgung, Siedlungsentwässerung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, zu fördern. Dabei sollen ähnliche Ziele wie Europa mit der Wasserrahmenrichtlinie an verfolgt, und damit eine erhöhte Kompatibilität mit der europäischen Wasserpolitik erreicht werden. Derzeit sind die Erfahrungen mit dem IEM noch gering. Es fehlen derzeit noch gesetzliche Grundlagen, um solche Managementansätze einzufordern und die Finanzierungsmechanismen zu definieren. [Maurer et al., 2012]

### 2.2 Wirtschaftliche Bedeutung

„Die ökonomische Bedeutung der Abwasserentsorgung beschränkt sich nicht nur auf die Sammlung, den Transport und die Reinigung von Schmutz- und Regenwasser. Neben den primären Schutzziele der Gesundheitsvorsorge und des Überflutungsschutzes werden umfangreiche Leistungen zur Lebensqualität und zum Erhalt der Umwelt erbracht. Durch die geordnete Abwasserentsorgung werden z. B. vorteilhafte Bedingungen zur Trinkwasserversorgung geschaffen und weitere anspruchsvolle Gewässernutzungen ermöglicht wie

Freizeitnutzungen, Baden, Bewässerung etc. Die Leistungen der dazu nötigen umfangreichen Infrastrukturen und Dienstleistungen finden jedoch nur selten ihren Weg in die öffentliche Wahrnehmung und sind für die Schweiz nicht quantifiziert.“

„Neuere Schätzungen [VSA, 2011] beziffern den Wert der öffentlichen Kanalisationen auf 66 Mrd. CHF und jenen der Abwasserreinigung auf 14 Mrd. CHF. Hinzu kommen etwa 34 – 40 Mrd. CHF für die private Grundstücks- und Liegenschaftsentwässerung [Maurer und Herlyn, 2006] und rund 2 – 4 Mrd. für die gewerblich-industriellen Anlagen. Die Kosten für Bau, Betrieb und Unterhalt der öffentlichen Abwasserentsorgung werden auf 2.2 Mrd. CHF pro Jahr geschätzt [VSA, 2011]. Davon werden 1.2 Mrd. CHF für die Kanalisation und 1.0 Mrd. CHF für die Abwasserreinigung aufgewendet. Insgesamt entfallen über 60% auf die Kapitalkosten [VSA, 2011]. Der Wertverzehr für die privaten Anlagen wird auf rund 1.0 – 1.2 Mrd. CHF pro Jahr geschätzt. Damit betragen die Gesamtkosten der Abwasserentsorgung 3.2 Mrd. CHF pro Jahr (ohne Verzinsung des investierten Kapitals).“

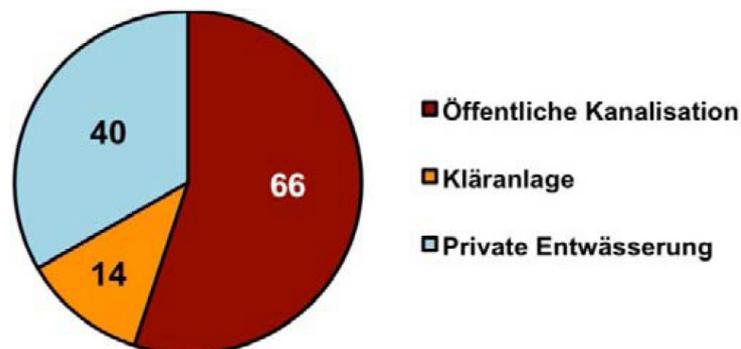


Abbildung 2: Wiederbeschaffungswert der Abwasserinfrastruktur in Mrd. CHF (Stand 2010) [Maurer et al., 2012]

„Bezogen auf den Wiederbeschaffungswert der Abwasseranlagen suggerieren die derzeitigen Brutto-Investitionssummen, dass momentan der Wertverzehr nicht durch die Reinvestitionen ausgeglichen wird [BDEW, 2010]. Gleichzeitig stehen Investitionen für den Ausbau der Abwasserreinigung zur Elimination von Mikroverunreinigungen in der Höhe von ca. 1.2 Mrd. CHF und Anpassungsmaßnahmen für eine steigende Bevölkerungszahl an [Abegglen et al., 2011; Moser et al., 2009]. Die daraus resultierende Entwicklung der Gesamtkosten hängt stark von verfügbaren Rücklagen und den Finanzierungsmodellen ab. Unter Berücksichtigung des Bevölkerungszuwachses, der ansteigenden Gewässerschutzanforderungen und eines etwaigen Fremdkapitalbedarfs ergeben

sich Kostensteigerungen für die Abwasserreinigung von 15% bis 54%. Für die Siedlungsentwässerung konnte keine Abschätzung gefunden werden.“

„Eine Steigerung der Gesamtkosten wirkt sich nicht automatisch proportional auf die Gebührenhöhe aus. Wie stark sich der Ausbau der ARA auf die Gebühren auswirken wird, hängt von dem Finanzierungsmodell ab. Die Folgen einer Bevölkerungszunahme sind ebenfalls nicht zwingend gebührenwirksam, weil sich die Anzahl der Gebührenzahler erhöht. Trotzdem ist davon auszugehen, dass die Gebühren in Zukunft lokal steigen können. Gründe dafür sind unter anderem: die Abnahme der stillen Reserven, ein vermehrter Sanierungsbedarf, erhöhte Kapitalkosten, Verbesserung der Reinigungsleistung und die Anpassungen an den Klimawandel.“

„Im Hinblick auf die Reinvestitionen werden die langfristige strategische Planung und die ggf. verfügbaren Rücklagen für den Werterhalt maßgeblich die Kosten- und Gebührenentwicklung vorgeben. Dieser Zusammenhang macht deutlich, dass die strategische Planung und die Entscheidungsfindung sehr großen Einfluss auf die Gebühren- und Kostenentwicklung haben [Gianella und Maurer, 2006].“ [Zitate aus Maurer et al., 2012]

Zusätzlich könnte die Entscheidungsfindung die Kostenvergleichsrechnung durch eine ökologische Kosten-Nutzen-Analyse, wie bereits in einigen Ländern angewendet, ergänzt werden. Dabei werden neben den betriebswirtschaftlichen Kostenbetrachtungen ebenfalls die externen Umweltkosten und der Nutzen von Umweltleistungen quantifiziert [Kahn, 1998; OFWAT, 2004; UKWIR, 2007 in Maurer et al., 2012].

### **2.3 Infrastruktur des Abwassersystems**

„Mit mehr als 115 Mrd. CHF Wiederbeschaffungswert und jährlichen Kosten von rund 3.2 Mrd. CHF ist die Abwasserinfrastruktur wirtschaftlich bedeutend. Die meisten infrastrukturelevanten Aufgaben wurden an die Gemeinden delegiert. In der Schweiz werden für die beiden Hauptelemente der Abwasserentsorgung, Abwasserreinigungsanlagen (ARA) und Siedlungsentwässerung (SE), unterschiedliche Lenkungsinstrumente vorgeschrieben. Für die ARA existieren leistungsabhängige Zielvorgaben, die von den Kantonen überwacht werden. In der Siedlungsentwässerung werden Planungsinstrumente (GEP, REP) vorgegeben. Diese Unterscheidung führt zu einer Reihe von unterschiedlichen Auswirkungen für ARA und Kanalisation.

Auf kantonaler und nationaler Ebene sind relativ viele Informationen über die ARA, aber nur sehr spärliche bis keine über die SE verfügbar. Aus diesem Grunde kann nicht beurteilt werden, ob es im Bereich öffentlicher

Kanalisationen einen Investitionsstau gibt und ob die aktuell investierten Summen dazu geeignet sind, die Leistung der Siedlungsentwässerung langfristig sicherzustellen.

Ein wichtiger Aspekt bei der Planung ist die Verfügbarkeit von zuverlässigen Daten. Der Wert der SE-Daten aus der ersten GEP-Erhebung wird auf rund 511 Mio. CHF geschätzt. Dazu gehören die Aufwendungen für die Zustandserhebungen und das Erheben/Nachführen der Kataster. Durch die im neuen GEP-Musterpflichtenheft vorgesehene Ersterhebung der Liegenschaftsentwässerung wird der Gesamtwert auf rund 800 Mio. CHF steigen. Es besteht im Moment das dringende Bedürfnis und die Gelegenheit (GEP-Musterpflichtenheft, GeoIV, VSA/DSS-Datenmodell und Bedürfnisse NUS), mit gezielten Massnahmen die Datenhaltung und den Informationsfluss nachhaltig zu verbessern.

Obwohl die Abwasserinfrastruktur in der Schweiz erstellt ist, gibt es eine Reihe von Entwicklungstendenzen, die die Infrastrukturen verändern und substantiell prägen können. Dazu gehören unter anderem die integrative Betrachtung von Netz und Reinigung sowie die Optimierung des Gesamtsystems (z.B. neue, dezentrale Abwasserinfrastrukturen, Neubewertung von Trenn- und Mischkanalisation).“ [Zitat aus Maurer et al., 2012]

## 2.4 Abwasseranfall und Abwasserfracht

„In der Schweiz werden jährlich insgesamt knapp 1.7 Mrd.  $\text{m}^3\text{a}^{-1}$  Abwasser in den ARA behandelt. Der durchschnittliche Trockenwetterzufluss wird mit 1.2 Mrd.  $\text{m}^3\text{a}^{-1}$  angegeben. Damit liegt der Abwasseranfall im Durchschnitt zwischen 440 bis 650 Litern pro Einwohner und Tag. Einige Parameter werden den Abwasseranfall in Zukunft verändern: Aufgrund des Klimawandels ist eine Häufung von Starkniederschlägen in den nächsten 50 Jahren zu erwarten, was insbesondere einen Einfluss auf den Spitzenanfall haben wird. Das demographische Wachstum wird die Menge des Haushaltabwassers erhöhen. Wichtiger für die einzelnen ARA sind aber die lokale Verteilungsdynamik sowie das Konsumentenverhalten der Bevölkerung.

In der Schweiz fallen pro Jahr rund 462'000 Tonnen CSB, 40'000 Tonnen Stickstoff und 6'400 Tonnen Phosphor an. Die Hauptfracht stammt dabei zu 69% aus Haushalt- und zu 31% aus Industrieabwässern. Nicht nur das Abwasser sondern auch abgeleitetes Regenwasser ist mit Schwermetallen und Mikroverunreinigungen wie Pestiziden verschmutzt. Zukünftige Herausforderung ist der Umgang mit Mikroverunreinigungen und Nanopartikeln. Obwohl die wichtigsten Mikroverunreinigungen heute gut bekannt sind, wird

erwartet, dass mit dem technischen Fortschritt mehr und mehr Stoffe messbar werden. Über das Verhalten der Nanopartikel im Abwasser und in der Umwelt ist kaum etwas bekannt. Aus dem nationalen Forschungsprogramm NFP 64 werden dazu neue Erkenntnisse erwartet.“

„Die Maßnahmen der generellen Entwässerungsplanung (GEP) haben und werden viel dazu beitragen, Fremdwasser aus der Kanalisation zu entfernen. Während höhere Abwasserkonzentrationen im Allgemeinen die Reinigungsleistung in ARA verbessern ..., kann eine Verringerung der Wassermenge (durch Reduktion des Fremdwasseranteils und/oder vermehrtes Wassersparen der Bevölkerung) für die Kanalisation zu Problemen führen. Eine verringerte Schleppkraft und Stagnation von Abwasser in den Leitungen können vermehrte Ablagerungen, Geruchsprobleme und erhöhte Korrosion in der Kanalisation hervorrufen.

In Zukunft muss damit gerechnet werden, dass durch den Klimawandel die für die Dimensionierung relevanten Spitzenregen häufiger und stärker werden. Die Reduktion der abzuleitenden Regenmengen steht dann den Aufwendungen für eine Vergrößerung der Kanäle gegenüber.“ [Zitate aus Maurer et al., 2012]

Der Einfluss von Gewerbe und Industrie auf die Abwasserfrachten ist substantiell und kann nicht verlässlich abgeschätzt werden. Ökonomische und politische Randbedingungen können in kurzer Zeit große Veränderungen bewirken. Dies ist besonders für ARA kritisch, in denen wenige Betriebe die Dimensionierung der ARA substantiell beeinflussen. Verlassen solche Betriebe das Einzugsgebiet, sollte verhindert werden, dass die Allgemeinheit die Kosten der Überkapazitäten tragen muss. Wirksamste Maßnahme ist es, den ARA genügend unternehmerische Freiheiten zu gewähren, um flexibel auf Veränderungen reagieren zu können. Dies kann durch ein geeignetes Finanzierungs- und Organisationsmodell erreicht werden. [Maurer et al., 2012]

## **2.5 Einfluss von Abwasser auf Gewässer**

Der Ausbau der Abwasserreinigungsanlagen hatte eine deutliche Reduktion der Nährstoffeinträge zur Folge. Daraufhin hat sich Gewässerqualität in der Schweiz hat sich in den letzten Dekaden durch eine deutlich verbessert. Heute sind vor allem noch Probleme für die Biozönose insbesondere in kleinen Fließgewässern zu erwarten, wo gereinigtes Abwasser, Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen (stofflich und hydraulisch) eine relativ hohe Belastung verursachen können. [Maurer et al., 2012]

„Mikroverunreinigungen stellen die Abwasserentsorgung heute und in absehbarer Zukunft vor große Herausforderungen. Die große Vielfalt von

Stoffen, die sich kontinuierlich erweitert und in sehr geringen Konzentrationen Wirkungen in der aquatischen Umwelt entfalten kann, stellt herkömmliche Monitoringkonzepte vor große Aufgaben. Schon heute sind anthropogene Mikroverunreinigungen regional in hormonaktiven Konzentrationen in unterirdischen und oberirdischen Gewässern nachweisbar. Über die ökotoxikologischen Wirkungen vieler Einzelstoffe, der Wirkung von Stoffmischungen und pulsartiger Stoffeinträge sind noch ungenügende Kenntnisse vorhanden.

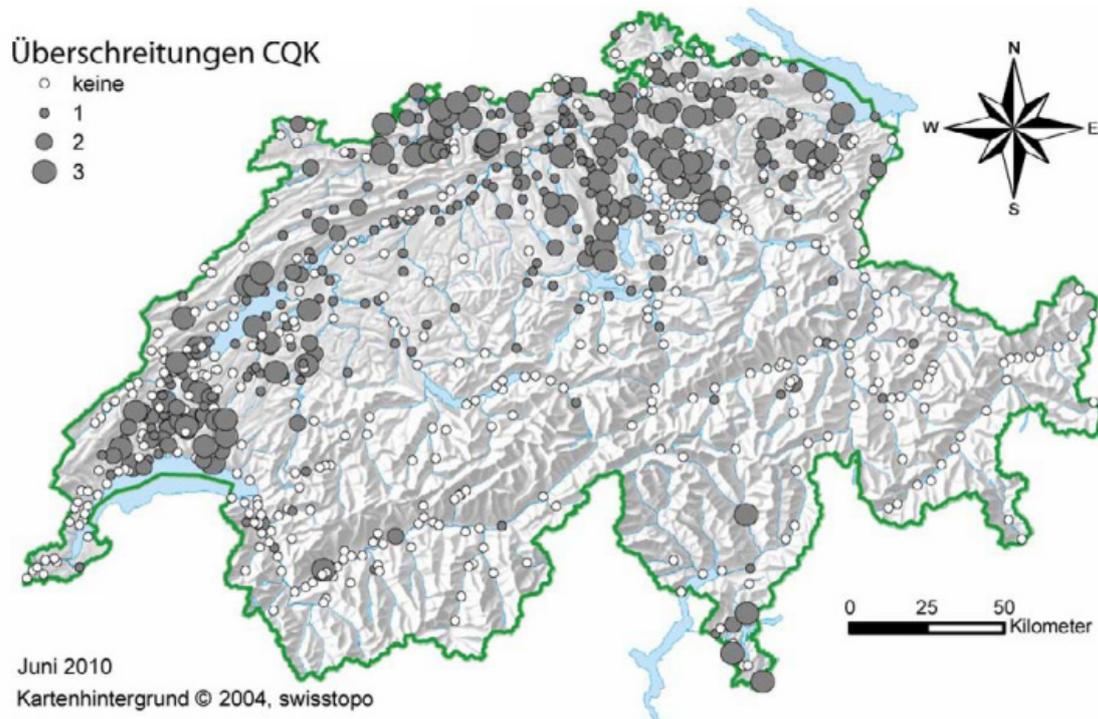


Abbildung 3: Belastung von Schweizer Gewässerabschnitten mit ausgewählten Mikroverunreinigungen (Atenolol, Benzotriazol, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac und Sulfamethoxazol) im Verhältnis zu deren chronischen Qualitätskriterien [Götz et al., 2010]. Die Umweltkonzentration der untersuchten MV wurde mittels des Stoffflussmodells von Ort et al (2009) berechnet unter der Annahme des Niedrigwasserabflusses (Q347) und mit den chronischen Qualitätskriterien (CQK) verglichen. [Maurer et al., 2012]

Grundwasser bildet in der Schweiz die wichtigste Ressource für die Trinkwasserversorgung. Durch den Austausch zwischen Grundwasserkörper und Oberflächengewässern sowie durch Exfiltration von Abwasser aus der Kanalisation kann eine Verunreinigung des Grundwassers stattfinden. Insbesondere Karstquellen sind anfällig. Mikroverunreinigungen sind bereits in geringen Konzentrationen im Grundwasser nachgewiesen, die aber nach heutigem Kenntnisstand zu keiner Gesundheitsgefährdung führen sollten. Aus

vorsorglichen Gründen sollte die stoffliche Belastung des Grundwassers möglichst tief gehalten werden.

Dem Klimawandel wird eine zukünftige Häufung lang anhaltender Trockenwetterperioden zugeschrieben. Wie der Sommer 2003 bereits verdeutlichte, schränkt dies die Wärmeaufnahmekapazität der Gewässer ein. Wärmelasten aus der Abwasserentsorgung und der Energiewirtschaft gilt es daher in Zukunft zu erfassen und möglichst gering zu halten.“ [Zitate aus Maurer et al., 2012]

## 2.6 Siedlungshydrologie

„Die Siedlungshydrologie ist von zentraler Bedeutung für die Dimensionierung der Kanäle und der Entlastungsbauwerke, die Niederschlagswasser bei Starkregen direkt ins Gewässer führen. Wichtige Elemente sind dabei die für die Dimensionierung relevanten Regendaten, die Flächennutzung zur Bestimmung der Abflussbeiwerte, die anzuwendenden Modelle sowie der Umgang mit Unsicherheiten und Sicherheitsfaktoren.

In der Schweiz sind hauptsächlich zwei Sätze an Regendaten für die Dimensionierung in Gebrauch: 1. Die Regenauswertungen von Hörler und Rhein (1962), welche veraltet sind und lediglich auf der Auswertung von 16 Stationen basieren. 2. Die Richtlinie SN 640 350 (VSS, 2001), die für die Straßenentwässerung geltend ist. Beide Datensätze genügen aber den modernen Bedürfnissen der Siedlungsentwässerung nicht.

In der Schweiz wird die Kanalisationsdimensionierung noch oft mit dem Fließzeitverfahren berechnet. Die Anwendung von hydrologischen oder hydrodynamischen Simulationen ist aufwendiger, ermöglicht dafür aber die Berechnung der Überflutungsereignishäufigkeit, die Dimensionierung der Rückhaltebecken und die Abschätzung der Schmutzfrachtdynamik von Entlastungen. Alternativ können für die Planung der Regenbecken auch vereinfachte hydrologische Simulationsmodelle verwendet werden. In diesen Kontext ist auch der STORM-Ansatz eingebettet.

Bei der Anwendung von Modellen ist der sorgfältige Umgang mit Unsicherheiten von zentraler Wichtigkeit. Dabei ist zu unterscheiden zwischen (i) Modellunsicherheiten, welche die Aussagekraft der Modelle beeinträchtigen; (ii) Parameter- und Inputunsicherheiten, denen entweder mit konservativen Annahmen oder mit Messungen begegnet werden kann und (iii) szenarische Unsicherheiten, welche die Unkenntnis über die zukünftige Entwicklung charakterisieren. Zu den szenarischen Unsicherheiten gehören insbesondere die Siedlungsentwicklung und der Klimawandel. Das Ausmaß des Klimawandels

und die voraussichtlichen Wirkungen auf die Siedlungshydrologie sind schwer zu beurteilen. Forschungen über die Simulation der Klimawandelwirkungen auf die Siedlungshydrologie zeigen, dass der Klimawandel einen starken Einfluss auf die Mischwasserentlastungen und auf die Abwasserüberflutungen haben kann. Analysen der Regendaten aus Deutschland und Österreich zeigen, dass es keinen zunehmenden Trend der für die Dimensionierung der Entwässerungsanlagen bedeutsamen Regenereignisse gibt. Es fehlt aber eine zuverlässige Analyse des Klimawandels und seiner Auswirkungen auf die Abwasserentsorgung für die Schweiz.“ [Zitate aus Maurer et al., 2012]

## 2.7 Neue Technologien

„Ein wichtiger Treiber für die Entwicklung neuer Technologien ist die Ressourceneffizienz. Diese führt in der Abwasserentsorgung zu neuen Technologien, die Kosteneinsparungen und eine Rückgewinnung von Energie und Nährstoffen aus dem Abwasser ermöglichen.

Bei der Abwasserableitung gibt es in allen relevanten Bereichen neue Technologien, die den Werterhalt und die Unterhaltsmaßnahmen gezielter und kostengünstiger gestalten. Insbesondere die neuen Technologien in der Zustandserfassung (neue Kamerasysteme mit GIS-Integration) machen es möglich, den Zustand des Gesamtsystems (inkl. Liegenschaftsentwässerungen) regelmäßig zu kontrollieren. Grundsätzliche Änderungen im Hinblick auf das Gesamtsystem der Siedlungswasserwirtschaft sind aber durch die technischen Neuerungen nicht zu erwarten. Kritische Punkte bleiben auch in Zukunft die Qualitätssicherung der eingesetzten Materialien, Bautechniken und die notwendige Fachkenntnis.

Bei der Abwasserreinigung stehen neben der autotrophen Stickstoffentfernung (Anammox) vor allem die Membrantechnologie und die neuen Verfahren zur Elimination der Mikroverunreinigungen im Fokus der Aufmerksamkeit.

Die Entwicklungen in der Elektro-, Mess-, Steuer-, Regel- und Leittechnik (EMSRL) und der Fernüberwachung haben einen tiefgreifenden Wandel in der Kläranlagentechnik erlaubt. Sie ermöglichen die Implementation und Optimierung komplexer Verfahren und die dynamische Nutzung verfügbarer Kapazitätsreserven. MSR werden in Zukunft weiter eine zentrale Rolle in der Entwicklung der Abwasserreinigung spielen.

Im Bereich der weitergehenden Schlammbehandlung existiert eine Vielfalt an neuen Technologien, die die Energieverwertung und die Ressourcenrückgewinnung (v.a. Energie) zu verbessern versprechen. Allerdings wird deren Bedeutung für die Schweiz aufgrund der etablierten thermischen

Schlammverwertung als gering eingestuft. In Zukunft wird, aufgrund der knapper werdenden Ressource Phosphor und der Realisierung von Monoverbrennungen und Monodeponien für Klärschlammasche, die Rückgewinnung von Phosphor, insbesondere aus Asche, relevant.

Bei den Neuartigen Sanitärtechnologien (NASS) handelt es sich um Konzepte, die durch grundlegende Veränderungen im Umgang mit Abwasser Verbesserungen in der Effizienz und Effektivität versprechen. Dabei werden zwei grundlegende Ansätze verfolgt: (i) Dezentrale Konzepte mit dem Ziel, möglichst weitgehend auf eine aufwendige und investitionslastige Kanalisation verzichten zu können. (ii) Trennen und separate Behandlung der Stoffströme, was die weitergehende stoffliche und energetische Nutzung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen ermöglicht. Die Technologien sind besonders interessant für wasserarme Gebiete und schnell wachsende oder schrumpfende Regionen. In der Schweiz werden diese Konzepte hauptsächlich in Pilotprojekten sowie in Randregionen und dünn besiedelten Gebieten zum Einsatz kommen.“ [Zitate aus Maurer et al., 2012]

### **3 Handlungsempfehlungen**

In den sieben Modulberichten wurden wichtigen Zukunftsaufgaben (insgesamt 42 Maßnahmen) identifiziert. Dabei sind alle Maßnahmen auf den Bereich Abwasserentsorgung in der Schweiz beschränkt. Die Maßnahmen wurden im Rahmen eines Workshops individuell von den Mitgliedern der Begleitgruppe, bestehend aus Schweizer Abwasserexperten, nach Wichtigkeit (Priorität), Dringlichkeit und geschätztem Aufwand bewertet. Im Anschluss fasste die Eawag die am höchsten priorisierten Maßnahmen in 5 Handlungsfelder zusammen:

#### **3.1 Infrastrukturen in die Zukunft führen**

Dieses größte Handlungsfeld beinhaltet Maßnahmen, welche das Infrastrukturmanagement verbessern und die private und öffentliche Kanalinfrastuktur betreffen. Als Hauptakteure sind vor allem die Kantone und Fachverbände aber auch der Bund gefordert.

„Im Bereich Management kommunaler Infrastrukturen fehlt in der Schweiz ein starkes „Zugpferd“, das die Aktivitäten und Kompetenzen über die verschiedenen Akteure und Sektoren hinweg koordinieren kann. Um ein Sektor übergreifendes Vorgehen mit langfristiger Perspektive zu erreichen, könnte eine

nationale Infrastruktur-Initiative oder ein Kompetenzzentrum „Infrastrukturmanagement“ eingerichtet werden.“

### **3.2 Einzugsgebietsmanagement fördern**

In diesem Handlungsfeld sind Maßnahmen enthalten, welche das koordinierte Vorgehen in den abwassertechnischen Einzugsgebieten verbessern und fördern. Die Maßnahmen zumeist von nationaler Bedeutung oder würden von einer starken Koordination profitieren, weshalb der Bund in diesem Handlungsfeld bereits schon eine starke Führungsrolle hat. Mit der Wasseragenda<sup>21</sup> besteht beim Bund bereitseine geeignetes Gremium, um dieses Thema zu bearbeiten.

### **3.3 Entwässerung der Siedlungen optimieren**

„Umfasst die Maßnahmen, welche das sichere und optimale Abführen von Regen- und Schmutzwasser aus dem Siedlungsraum garantieren. Als Akteure werden überwiegend die nationalen Fachverbände (v.a. VSA) identifiziert. Das Kompetenzzentrum „Siedlungsentwässerung“ des VSA könnte langfristig Maßnahmen in diesem Bereich koordinieren.“

### **3.4 Synergien nutzen / Vorgehen harmonisieren**

In diesem Handlungsfeld sind Maßnahmen enthalten, welche überregional oder auf nationaler Stufe getroffen werden sollen, um Synergien zu schaffen. Hier sollten der Bund oder Fachverbände als nationale Akteure Maßnahmen umsetzen.

### **3.5 Gewässerqualität sichern**

Dieses Handlungsfeld umfasst Maßnahmen, welche direkt der Wasserqualität von Oberflächen- oder Grundwasser zu Gute kommen oder diese verbessern. Als Akteure stehen insbesondere der Bund und die Forschung im Vordergrund. [Maurer et al., 2012]

## **4 Von der Studie zum Konzept**

Die Resonanz auf den Bericht, unter anderem im Praxisworkshop im Anschluss an die Studie, hat gezeigt, dass im Bericht „Abwasserentsorgung 2025“ die wichtigen Zukunftsthemen der schweizerischen Abwasserwirtschaft umfassend dokumentiert wurden. Es zeigte sich auch, dass die Priorisierung des Handlungsbedarfes zwar mit der Begleitgruppe, die zu großen Teilen aus Vertretern von Kantonen und Verantwortungsträgern des VSA bestand, recht

deutlich ausfiel, in der breiteren Fachöffentlichkeit jedoch zum Teil kontrovers diskutiert wurde. Besonders der Schaffung von größeren Organisationseinheiten in der Abwasserwirtschaft könnten unterschiedliche hoheitliche Befugnisse entgegenstehen [Ammann und Bukowiecki, 2013].

Aufgabe des BAFU bleibt nun, aus den Ergebnissen der Studie ein umsetzungsfähiges Konzept zu erarbeiten. Ein erster breitaufgestellter Workshop im Januar 2013 war bereits ein guter Schritt dorthin. Einige der im Bericht identifizierten Maßnahmen wurden bereits initiiert oder sind schon in Bearbeitung.

## 5 Literatur

Ammann, B., Bukowiecki, A. (2013). Stellungnahme zum Bericht Abwasserentsorgung 2025 in der Schweiz. Brief an Max Maurer, Veröffentlicht am BAFU-Workshop im Januar 2013.

Download:[http://www.eawag.ch/forschung/sww/schwerpunkte/infrastrukturen/uebersichtsstudie\\_2025/index](http://www.eawag.ch/forschung/sww/schwerpunkte/infrastrukturen/uebersichtsstudie_2025/index)

Maurer, M., Chawla, F., von Horn, J., Stauffer, P. (2012). Abwasserentsorgung 2025 in der Schweiz. Studie der Eawag im Auftrag des BAFU 2012. Dübendorf: Eawag; 2012. 232 p. (Schriftenreihe der Eawag, Vol. 21). ISBN 978-3-906484-54-9.

Download: <http://www.lib4ri.ch/institutional-bibliography/eawag/schriftenreihe-der-eawag.html>

Maurer, M. (2013). Besseres Management der Infrastruktur. Organisatorische und technische Anpassungen im Abwasserbereich. Aqua & Gas No. 2, 2013.

Download:[http://www.eawag.ch/forschung/sww/schwerpunkte/infrastrukturen/uebersichtsstudie\\_2025/index](http://www.eawag.ch/forschung/sww/schwerpunkte/infrastrukturen/uebersichtsstudie_2025/index)

Von Horn, J., Jordi, B. (2013). Abwasserentsorgung der Zukunft. Entwicklung und Zustand der Wasserqualität als Folge der Siedlungsentwässerung. Aqua & Gas No. 2, 2013. Download:[http://www.eawag.ch/forschung/sww/schwerpunkte/infrastrukturen/uebersichtsstudie\\_2025/index](http://www.eawag.ch/forschung/sww/schwerpunkte/infrastrukturen/uebersichtsstudie_2025/index)

### Korrespondenz an:

Prof. Dr. Jana von Horn  
Hochschule Bremen

Neustadtswall 30  
28199 Bremen, Deutschland

Mail: [jana.von-horn@hs-bremen.de](mailto:jana.von-horn@hs-bremen.de)



## **Abwasserreinigung auf hohem Niveau - was bleibt zu tun?**

André Spindler

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

**Abstract:** In der Folge der Novellierung des Wasserrechtsgesetzes im Jahr 1990 erreichte die Abwasserreinigung Österreichs einen im internationalen Vergleich hervorragenden Standard. Die Infrastruktur wurde umfassend erneuert oder neu errichtet. Dementsprechend wird kurz- bis mittelfristig nur ein mäßiger Handlungsbedarf erwartet. Die bestehenden Kläranlagen treten jedoch zunehmend in die Phase der Reinvestition ein. Da neue, zusätzliche Anforderungen an die Abwasserreinigung aus heutiger Sicht erst in 10-15 Jahren zu erwarten sind, sollte die verbleibende Zeit genutzt werden, ein umfassendes Erhaltungsmanagement zu etablieren, um Qualität und Zuverlässigkeit der Abwasserreinigung in Österreich auch für die Zukunft zu gewährleisten. Die Interkommunale Zusammenarbeit ermöglicht auch kleineren Gemeinden eine Professionalisierung des Kläranlagenbetriebs.

**Key Words:** WRG, Erhaltungsmanagement, Interkommunale Zusammenarbeit

### **1 Die Entwicklung der Abwasserentsorgung in Österreich im Überblick**

Der heutige hohe Standard der Abwasserreinigung in Österreich entwickelte sich in der Folge der Novellierung des Wasserrechtsgesetzes (WRG 1959) im Jahre 1990. Ein wichtiger Wendepunkt auf dem Weg dahin war die veränderte Wahrnehmung der politischen Verantwortung für den Umweltschutz in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre (Fleckseder, 1991). Diese Wahrnehmungsänderung seitens der Politik ging nicht zuletzt auf gesellschaftliche Veränderungen zurück, die im Jahr 1986 zum erstmaligen Einzug der Partei Die Grünen in den Nationalrat führten. Das Erfordernis des Gewässerschutzes war bereits ab Ende der 1960er Jahre ins öffentliche Bewusstsein getreten. Der ökologische Zustand der österreichischen Seen ließ negative Auswirkungen auf den Tourismus befürchten. Diesem Problem wurde zunächst durch Ringkanalisationen und angeschlossene Kläranlagen am Ablauf der Seen begegnet (Fleckseder, 1991). Durch die Novellierung des damaligen

Wasserbautenförderungsgesetzes 1948 im Jahr 1969 wurde eine umfangreiche Förderung von Abwasserreinigungsmaßnahmen möglich, deren Umfang bis Anfang der 1980er Jahre stetig zunahm (Giay, 2013). Eine erste Regulierung der Anforderungen an die Abwasserreinigung erfolgte durch die Emissionsrichtlinie 1981, eine Mindestgüte aller Fließgewässer wurde erstmals 1987 in der Immissionsrichtlinie verankert. Die Novellierung des WRG im Jahr 1990 stellte schließlich den endgültigen Übergang zum kombinierten Ansatz dar, der das Vorsorgeprinzip mit den Anforderungen aus Sicht des Gewässers vereint. Der Erhalt und die Verbesserung des ökologischen Zustandes aller Gewässer wurden damit als Ziele der Umweltpolitik anerkannt. Das Vorsorgeprinzip erfordert einen schützenden Eingriff bereits dann, wenn schädliche Auswirkungen einer Maßnahme oder eines Stoffes nicht sicher ausgeschlossen werden können. Es fand Ausdruck in der Forderung nach dem "Stand der Technik" anstelle der bis dahin gültigen "allgemein anerkannten Regeln der Technik" bei der Abwasserreinigung (§12a WRG 1959). Nur im Einzelfall und wenn dies „vorübergehend hingenommen werden kann“ ist ein kurz befristetes Abweichen vom Stand der Technik auf Grund wirtschaftlicher Unzumutbarkeit möglich. Die Tragweite der neuen Regelungen der Novelle 1990 des Wasserrechtsgesetzes, Auslöser erheblicher Veränderungen, wurde schließlich im Jahr 2000 durch die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) bestätigt. In ihr wurden durch die Forderung nach einem „guten ökologischen und chemischen Zustand“ der Oberflächengewässer die immissionsseitigen Anforderungen deutlich erhöht.

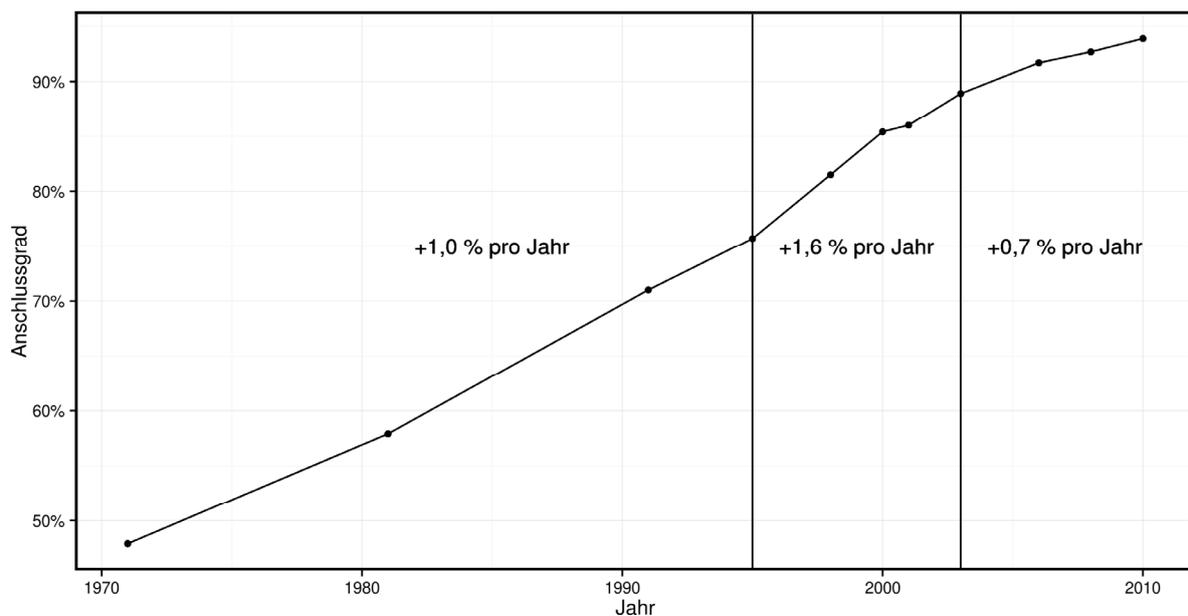


Abbildung 1: Entwicklung des Anschlussgrades an die kommunale Abwasserentsorgung (aus Neunteufel et al., 2012)

Der vorliegende Beitrag konzentriert sich auf die Abwasserreinigung. Diese ist jedoch untrennbar mit der Abwasserableitung verbunden, weshalb ein kurzer Blick auf die Entwicklung des Ausbaus der Kanalisation und des Anschlussgrades der Bevölkerung erforderlich ist. In Übereinstimmung mit der veränderten öffentlichen Wahrnehmung der Belange des Gewässerschutzes nahm der Anschlussgrad der Bevölkerung an die Kanalisation ab den 1960er Jahren stetig zu. Im Jahr 1971 betrug er noch unter 50%. Der Anteil der an eine Abwasserreinigung angeschlossenen Bevölkerung lag zu dieser Zeit bei etwas unter 10%. Seither hat sich die Gesamtlänge der öffentlichen Kanalisation ungefähr verzehnfacht, der Anschlussgrad betrug 94% im Jahr 2010. Eine merkliche Steigerung der Ausbauaktivität ab Mitte der 1990er Jahre bis ca. 2003 ist Abbildung 1 zu entnehmen (Neunteufel et al., 2012).

### **1.1 Weitere Entwicklung auf Grundlage des Vorsorgeprinzips**

Der Stand der Technik der Abwasserreinigung wird durch Emissionsgrenzwerte definiert, die wiederum im Einklang mit der kommunalen Abwasserrichtlinie (91/271/EWG) bzw. der Richtlinie über Industrieemissionen (2010/75/EU) stehen. Sie sind in den Abwasseremissionsverordnungen (AEV) festgelegt und beinhalten eine weitgehende Entfernung organischer Kohlenstoffverbindungen sowie der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Diese Anforderungen bestehen zum heutigen Zeitpunkt bereits seit über 20 Jahren.

Weitergehende Anforderungen an die Abwasserreinigung werden derzeit diskutiert. Von einer Weiterentwicklung des Standes der Technik kann im Bereich der Entfernung organischer Spurenstoffe gesprochen werden. Diese hat jedoch noch keinen Eingang in die Emissionsverordnungen gefunden. Darüber hinaus werden Aspekte der Hygienisierung sowie seit neuerem die Auswirkung von Nanopartikeln und die Verbreitung von Antibiotikaresistenzen in der Umwelt diskutiert. Im Gegensatz zur Situation in den 1970er Jahren, als die Eutrophierung der Badegewässer für jedermann sichtbare Auswirkungen zeigte und der Handlungsbedarf akut wurde, werden die aktuellen Fragen der Stoffeinträge in die Gewässer von der Öffentlichkeit nur sehr eingeschränkt wahrgenommen. Dies ermöglicht einerseits eine gründliche Untersuchung und Abwägung des zukünftigen Handlungsbedarfes, andererseits verlagert sich dadurch die erforderliche Initiative für politisches Handeln im Sinne des Vorsorgeprinzips auf wenige Akteure mit geringer medialer Reichweite.

## 2 Bestehender kurz- bis mittelfristiger Handlungsbedarf

Die Novellierung des WRG im Jahr 1990 erforderte die Anpassung sowie den Neubau zahlreicher Kläranlagen. Dieser Vorgang ist heute weitgehend abgeschlossen und hat bereits zu großen Erfolgen bei der Reduktion der Belastungen der österreichischen Gewässer geführt. Kurzfristiger Handlungsbedarf wird sich noch auf jenen Kläranlagen ergeben, bei deren Vorflutern das Risiko besteht, auf Grund einer Überschreitung der Qualitätsziele für Phosphat-Phosphor den guten Zustand nicht zu erreichen. Laut Nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP, 2009) sind dies zwischen 10% und 20% der Gewässer. Für Anlagen, deren Ablauf einen relevanten Beitrag (über 30%) zur P-Konzentration im Gewässer leistet, ist mit einer Verschärfung der Anforderungen an die Phosphorentfernung zu rechnen. Ablaufkonzentrationen bis 0,5 mg/l im Jahresmittel sind für gewöhnlich problemlos durch Simultanfällung erreichbar.

Mit Stand 2010 wiesen je 15% aller kommunalen Kläranlagen der Größenklassen III und IV eine mittlere organische Belastung von über 80% der Bemessungskapazität auf und galten demnach als überlastet. In Größenklasse II waren es 20% der Anlagen. Unter Einbeziehung von Anlagen mit einer absehbaren Überlastung in den kommenden Jahren ist ein Ausbaubedarf bei 62 Anlagen in GK II, 79 Anlagen in GK III und 13 Anlagen in GK IV zu verzeichnen. Der erforderliche Ausbau liegt in der Größenordnung von 700.000 EW. Dies entspricht einer mittleren Erweiterung der betroffenen Anlagen um 25%. Entsprechend der kleinräumigen Bevölkerungsprognose für Österreich (Hanika, 2011) steht die stärkste Zunahme der Bevölkerung in Niederösterreich und Wien bevor sowie im Umland der größeren Städte (Graz, Linz, Innsbruck). In diesen Gebieten ist der Ausbaubedarf vorrangig zu erwarten, große Kläranlagen mit einer Bemessungskapazität von über 250.000 EW sind jedoch vorerst nicht betroffen (Neunteufel et al., 2012). Im günstigsten Fall wird auf den betroffenen Anlagen eine Erhöhung des Konsens allein durch betriebliche Maßnahmen erreichbar sein, beispielsweise verbunden mit einem Wirksamkeitsnachweis durch mathematische Simulation. Voraussetzung dafür bilden jedoch verlässliche Betriebsdaten aus der Vergangenheit. Gerade für Anlagen mit absehbarem Handlungsbedarf lohnt daher die strategische Investition in eine optimierte Datenerfassung und -überprüfung. Aber auch generell profitieren gut geführte Anlagen mit validen Daten von den Vorteilen einer genaueren und verlässlicheren Planung bei späteren Projekten.

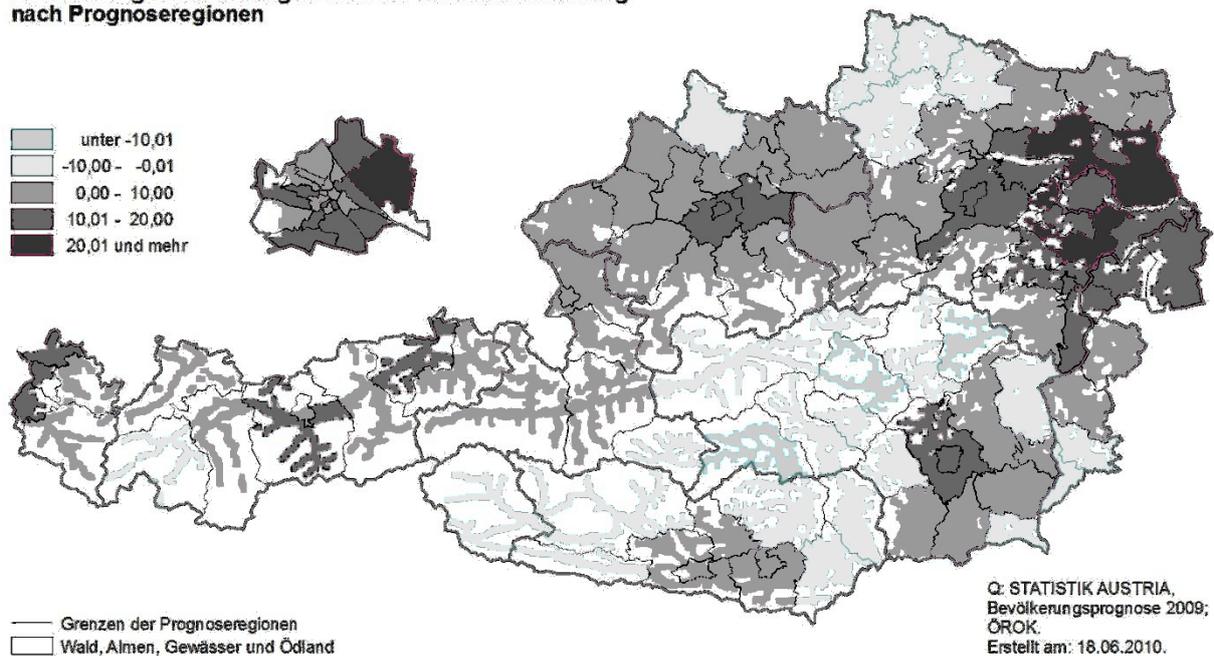
**Bevölkerungsveränderung 2009/2030: Gesamtbevölkerung nach Prognoseregionen**

Abbildung 2: Prognose der Bevölkerungsveränderung 2009 bis 2030 (aus Hanika, 2011)

## 2.1 Aspekte der Finanzierung

Gut 20 Jahre nach der großen Novelle des WRG befindet sich die Abwasserreinigung in Österreich heute am Übergang von der Neuerrichtung zum Erhalt. Die üblichen Abschreibungszeiträume betragen 25-30 Jahre für bauliche und 10-15 Jahre für maschinelle Anlagenteile sowie rund 7 Jahre für elektrische Anlagen inklusive Mess-, Steuer- und Regeltechnik. Die tatsächlichen Lebensdauern hängen von der Wartung, der Abwasserzusammensetzung, der Art der Abwasserableitung und weiteren Faktoren ab. Es kann davon ausgegangen werden, dass in den kommenden Jahren die Aufwendungen für Erneuerung und Instandhaltung im Allgemeinen steigen werden.

Auf nationaler Ebene wiesen die Investitionen in den Bau bzw. die Anpassung der Kläranlagen einen wellenförmigen Verlauf auf, der um das Jahr 2000 seinen Höhepunkt erreichte (Abbildung 3). Eine simple Abschätzung auf der Grundlage von Abschreibungszyklen ergab eine erforderliche Reinvestitionssumme in der Größenordnung von jährlich 200 Mio. Euro in den kommenden 10 Jahren, wobei bis zum Jahr 2030 eine Zunahme auf bis zu 300 Mio. Euro pro Jahr erwartet werden kann (Neunteufel et al., 2012). Zum Vergleich betragen die Investitionssummen durch das BMLFUW geförderter Projekte im Bereich Abwasserreinigung in der Förderungsperiode 2008-2010 noch ca. 250 Mio. Euro pro Jahr.

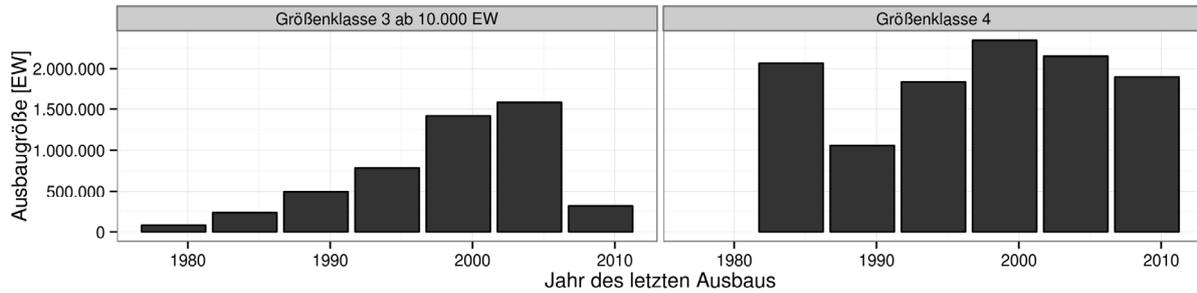


Abbildung 3: Aus dem Abwasserbenchmarking hochgerechneter Verlauf des Ausbaus der bestehenden Kläranlagen (aus Neunteufel et al., 2012)

Im Bereich der Abwasserableitung ist der Sanierungsbedarf sehr viel akuter, da es keine umfassende Erneuerung des Bestandes ab den 1990er Jahren gab, wie es in der Abwasserreinigung der Fall war. Neunteufel et al. (2012) sehen auf Grundlage der (unvollständig erfassten) Altersstruktur der Kanalisation einen Sanierungsbedarf von mindestens 11.000 km in den nächsten 10 Jahren, verbunden mit erwarteten Kosten von nicht weniger als 2,2 Milliarden Euro. Die Minimalschätzung unter Einbeziehung von Hausanschlüssen, Schächten und sonstiger Ausrüstung beträgt 4,9 Milliarden Euro.

Dabei stehen die kommenden Aufgaben hinsichtlich des Erhalts der Infrastruktur zur Abwasserentsorgung unter dem Vorzeichen der im österreichischen Haushaltsgesetz verankerten Schuldenbremse. Österreich trat 2011 wie die meisten EU-Mitgliedsländer dem (außerhalb des EU-Rechtsrahmens stehenden) Europäischen Fiskalpakt bei und hat sich verpflichtet, sein strukturelles Defizit ab 2017 auf 0,35% zu beschränken. Gemessen am Defizit des Jahres 2012 (2,5%) bedeutet dies um rund 6,7 Mrd. Euro geringere Staatsausgaben. Der vereinbarte Sparzwang wird folglich zu deutlichen Einschnitten im Staatshaushalt führen, die Auswirkungen auf den Umwelt- und Gewässerschutz sind nach heutigem Ermessen nicht absehbar.

Die Errichtung bzw. Anpassung der bestehenden Kläranlagen wurde zu großen Teilen aus öffentlichen Mitteln gefördert. Mit Artikel 9 WRRL sowie §55e WRG 1959 besteht die explizite Forderung nach Einführung kostendeckender Gebühren für Wasserdienstleistungen bis 2010. Zu den Kosten der Abwasserreinigung zählen neben den Kosten für Personal, Energie und Material auch kalkulatorische Kosten, also Anlagenabschreibung und Zinsen (ÖWAV-Arbeitsbehelf 41 Kosten- und Leistungsrechnung, 2013). Letztere sind jene Mittel, die zur Finanzierung der Anlage aufgenommen wurden. Auch Instandhaltungsmaßnahmen zählen zu den üblichen Kosten des Betriebes einer Kläranlage. Die Bildung von Rücklagen zur Reinvestition ist dagegen in der Kosten- und Leistungsrechnung nicht vorgesehen und wird auch nicht von der Forderung nach Kostendeckung erfasst. Ein Zwang zur Rücklagenbildung wäre

ohnehin gleichbedeutend mit der doppelten Belastung einer Generation (Investition und Reinvestition). Dessen unbeschadet sollten etwaige Überschüsse aus der Einnahme von Gebühren natürlich ausschließlich der Erfüllung der Aufgaben der Abwasserentsorgung vorbehalten sein.

### 3 Strategien des Erhalts

Der Erhalt der Anlagen für die Abwasserreinigung wird zukünftig an Bedeutung gewinnen. Da derzeit für die kommenden 10 bis 15 Jahre keine neuen allgemein verbindlichen Anforderungen an die Ablaufqualität absehbar sind, bleibt ausreichend Zeit, ein entsprechendes Erhaltungsmanagement zu etablieren. Im englischsprachigen Raum wurden Verfahren zum Erhaltungsmanagement (auch: Infrastrukturmanagement) bereits entwickelt und sind teilweise auch gesetzlich vorgeschrieben (Gianella und Maurer, 2006). Voraussetzung für ein erfolgreiches Erhaltungsmanagement sind regelmäßige Instandhaltung der maschinellen Ausrüstung sowie definierte Schadensbilder mit zugehörigen Sanierungsmaßnahmen aller technischen Bauwerke in Kombination mit einer regelmäßigen Zustandserfassung. Diese bilden die Grundlage für die Maßnahmenplanung im Zusammenspiel mit dem verfügbaren Budget. Im Bereich der Abwasserreinigung besteht gegenüber anderen Infrastrukturobjekten die besondere Anforderung, den Erhalt komplexer mehrteiliger Systeme mit sehr unterschiedlichen Instandhaltungs- und Erneuerungszyklen der einzelnen Anlagenteile bei unterbrechungsfreiem Betrieb zu koordinieren. Es ist davon auszugehen, dass auf größeren Anlagen diesbezügliches Know-how existiert (vgl. Gamperer, 2014). Mit dem ÖWAV-Arbeitsbehelf 37 „Überprüfung des Betriebszustandes von Abwasserreinigungsanlagen“ (2010) wurde eine detaillierte Anleitung zur Erfassung und Dokumentation des Anlagenzustandes erarbeitet, um der Forderung nach einer technischen Überprüfung im Sinne des §134 WRG 1959 gerecht zu werden. Sie enthält neben Checklisten und Fragenkatalogen für die im Detaillierungsgrad begrenzte Fremdprüfung auch zusätzliche Eigenprüfungen. Letztere bestehen zu einem größeren Teil aus anderweitig gesetzlich vorgeschriebenen Detailprüfungen, die sich aus verschiedenen Sicherheitsanforderungen ergeben, enthalten aber auch Empfehlungen für vertiefte Eigenüberprüfungen der maschinellen Ausrüstung. Eine Zustandsprognose, wie sie beispielsweise im Rahmen des Erhaltungsmanagements für öffentliche Verkehrsflächen genutzt wird (Hoffmann et al., 2013) ist im ÖWAV-AB 37 nicht vorgesehen. Die Anwendung derartiger Konzepte dürfte im Bereich der Abwasserreinigung mit einigen Schwierigkeiten (allein wegen der erforderlichen Verallgemeinerungen)

verbunden sein. Eine Definition typischer Schadensbilder und zugehöriger Sanierungsmaßnahmen könnte dagegen die Kläranlagenbetreiber unterstützen, Notwendigkeit und Aufwand von Wartungsarbeiten besser einzuordnen. Auch die Verallgemeinerung bewährter Strategien zur Instandhaltung und entsprechenden Finanzplanung wäre begrüßenswert.

Seitens der DWA wurde 2009 ein Themenband "Instandhaltung von Kläranlagen" herausgegeben, der eine knappe Einführung in das Thema bietet. Das DWA-Merkblatt 801, "Integriertes Qualitäts- und Umweltmanagementsystem für Betreiber von Abwasseranlagen" (2005) bietet einen übergeordneten Rahmen und beschreibt die Anforderungen an eine prozessorientierte Organisation aller relevanten Abläufe. Instandhaltung, Sanierung und Erneuerung gehören dabei neben dem Betrieb zu den Kernprozessen der Abwasserreinigung (Abbildung 4).

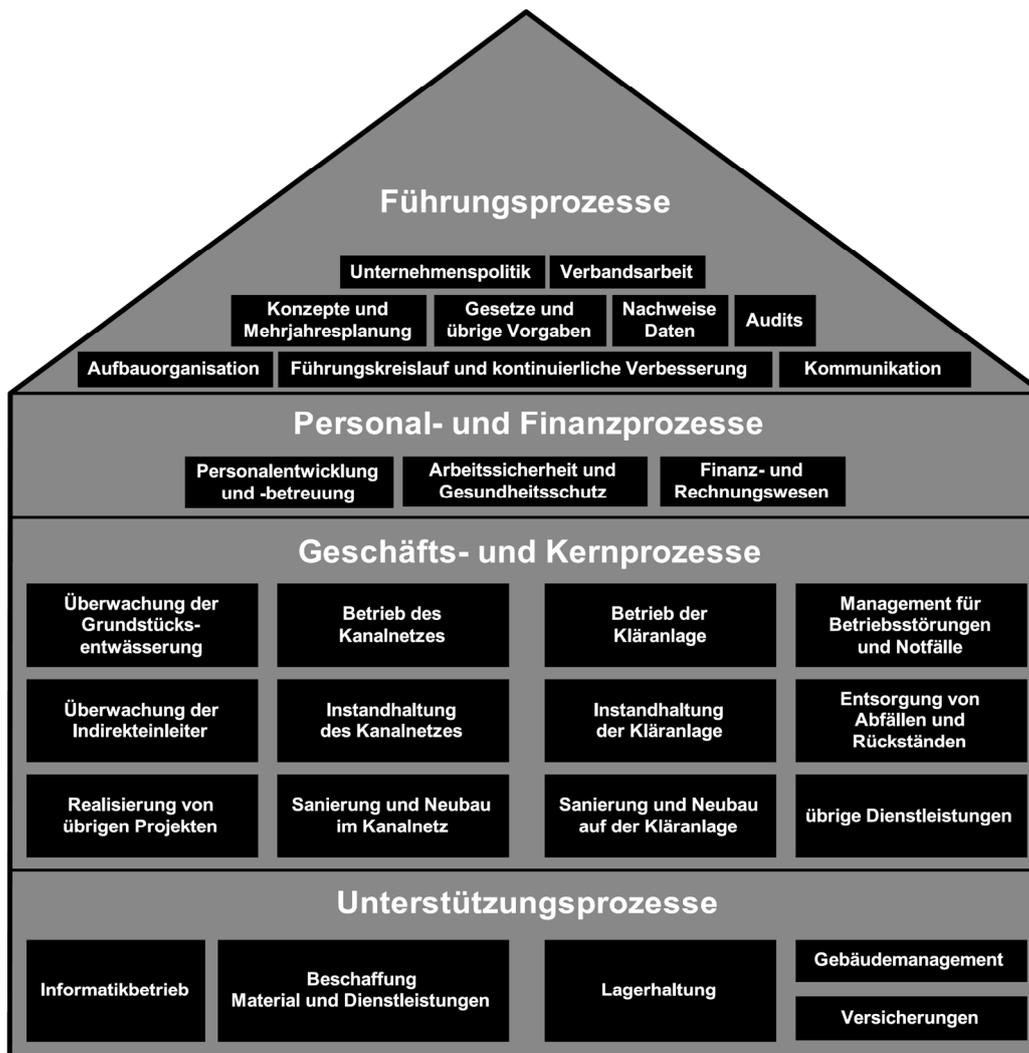


Abbildung 4: Übliche Prozesse im Überblick (aus Merkblatt DWA-M 801 (April 2006): Integriertes Qualitäts- und Umweltmanagementsystem für Betreiber von Abwasseranlagen, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef)

Der Zeitpunkt des Reinvestitionsbedarfes richtet sich grundsätzlich nach Alterung und Ausfallhäufigkeit der einzelnen Anlagenteile. Je nach Instandhaltungsstrategie (kontinuierliche Instandhaltung vs. "Verschleiß") ist mit einem mehr oder weniger stark ausgeprägten zyklischen Kostenverlauf ab dem Zeitpunkt der ursprünglichen Investition zu rechnen. Dabei stehen sich unterschiedliche Interessen gegenüber. Durch kontinuierliche Instandhaltung wird die Lebensdauer einer Kläranlage deutlich verlängert, vermutlich weit über die üblichen Abschreibungszeiten hinaus. Jedoch entstehen durch den laufenden Wert- und Funktionserhalt auch zusätzliche Kosten, die über Gebühren gedeckt werden müssen. Eine mit minimalem Aufwand für Instandhaltung und Wartung betriebene Anlage verursacht dagegen geringere Betriebskosten, jedoch wird die Notwendigkeit der Reinvestition deutlich früher erreicht werden. Hier stellt sich die Frage, ob eine sorgsame und auf Langlebigkeit ausgerichtete Wirtschaftsweise bei der zukünftigen öffentlichen Förderung von Reinvestitionen belohnen werden kann.

Für die Planbarkeit zukünftiger Ausgaben ist eine kontinuierliche Überprüfung und Instandhaltung sämtlicher Anlagenteile jedenfalls sehr hilfreich. Situationsabhängiges Reagieren, wie es bei Einzelbetreibern kleinerer Anlagen häufiger beobachtet wird, führt dagegen schnell zu unerwarteten Investitionserfordernissen und scheitert mitunter an Lieferfristen der Hersteller, so dass die Einhaltung der vorgeschriebenen Emissionswerte gefährdet sein kann. Bei Fahrlässigkeit oder Vorsatz ist dadurch bereits ein strafrechtlicher Tatbestand nach §177 StGB erfüllt. Aus der gesetzlichen Forderung nach einer regelmäßigen technischen Überprüfung inklusive vorzulegender Dokumentation (§134 WRG 1959) und der Anleitung zur Umsetzung (ÖWAV-Arbeitsbehelf 37, 2010) ergibt sich unmittelbar die Mindestanforderung an vorsorgliches Handeln.

### **3.1 Qualitative Konsolidierung**

Die Motivation der Mitarbeiter spielt ganz allgemein eine Schlüsselrolle für den Erfolg von Unternehmen. Unter diesem Blickwinkel ist die Zielsetzung „Erhalt des Bestehenden“ möglicher Weise nicht ausreichend für den Fortbestand einer „Abwasserreinigung auf hohem Niveau“, wird sie doch allzu leicht mit Stillstand assoziiert. Dagegen zeigt die langjährige Erfahrung am Institut für Wassergüte, dass ein Streben nach betrieblicher Verbesserung sowie effizienterem Umgang mit Energie und eingesetztem Kapital die beste Voraussetzung für dauerhaft hervorragende Betriebsführung ist. Zahlreiche vom IWAG gemeinsam mit den Kläranlagen durchgeführte Projekte brachten für die Betreiber neben effektiven Kosteneinsparungen oder zuverlässigerem Betrieb zusätzlich ein besseres Verständnis der biologischen Prozesse, ermöglichten ein Hinterfragen etablierter Abläufe oder halfen Fehler zu erkennen.

Die Leistungsvergleiche im Rahmen der Kläranlagennachbarschaften haben einen Wettbewerbsgedanken auf ideeller Ebene etabliert und tragen spürbar zur Motivation der Mitarbeiter bei. Ähnliches gilt für das Benchmarking, welches die Energie- und Kosteneffizienz der Anlagen bewertet. Hier besteht zusätzlich noch ein wirtschaftliches Interesse für die Teilnahme am gegenseitigen Vergleich. Auch in weiteren Bereichen ließe sich der Wettbewerbsgedanke verankern, zum Beispiel kann durch stimmige Stoffflussbilanzen über die einzelnen Teilsysteme einer Kläranlage der Nachweis einwandfreier Erfassung der relevanten Messgrößen (Durchflüsse, Konzentrationen) erbracht werden. Das ständige Bemühen um einen verbesserten Betrieb der Abwasserreinigung schärft den Blick für den Zustand der Kläranlage.

Auf vielen Anlagen werden die Möglichkeiten der Weiterentwicklung mit viel Engagement wahrgenommen. Dies äußert sich unter anderem durch gut geschultes Personal, regelmäßige Instandhaltung und natürlich die Einhaltung der vorgeschriebenen Ablaufwerte sowie entsprechende Dokumentation der Eigenüberwachung. Weiterentwicklung und Verbesserung finden dabei sozusagen "auf der Stelle" statt, sie sind das Ergebnis engagierter Arbeit und resultieren nicht ausschließlich aus veränderten rechtlichen Vorgaben. Die Bedingungen für den Erhalt einer bestehenden Anlage sind unter diesen Umständen optimal. Es existieren jedoch auch Anlagen, denen die vielfältigen Anforderungen an einen guten Betrieb Schwierigkeiten bereiten. Im Fall solcher vorwiegend kleinerer Anlagen ist den Angestellten eine Spezialisierung auf die Abwasserreinigung infolge eines breiten Aufgabenspektrums innerhalb der Gemeinde mitunter nicht möglich. Die Erhaltungsstrategie "Verschleiß und Neubeschaffung" ist vermutlich selten kalkuliert, sondern ergibt sich durch anfänglich geringe Instandhaltungskosten verbunden mit der Hoffnung, dass dies auch in den Folgejahren so bleiben möge (vergl. dazu auch Nechansky, 2010). Es stellt sich die Frage, wie die Betreiber solcher Anlagen unterstützt werden können, die Funktion der Abwasserreinigung auch in Zukunft jederzeit zu gewährleisten.

Eine Möglichkeit bietet die Interkommunale Zusammenarbeit. Im Bereich Abwasserentsorgung organisieren hierbei mehrere (meist kleinere) Gemeinden Betrieb und Betreuung der Kläranlagen und/oder Kanalisation gemeinsam, zum Beispiel durch Gründung eines Verbandes. Dies erhöht die Professionalität der erbrachten Leistungen, macht Redundanzen nutzbar und entlastet die Gemeinden vom Risiko unerwarteter Investitionen bei Schadensfällen. In Oberösterreich wurden bereits einige positive Erfahrungen mit der Interkommunalen Zusammenarbeit im Bereich Abwasserentsorgung gesammelt, die auch in den ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 10 (2011) eingeflossen sind. Den

Bereich Interkommunale Zusammenarbeit schließen auch die Fördermöglichkeiten für Maßnahmen zur Strukturverbesserung im Bereich Abwasserentsorgung des Umweltförderungsgesetzes (UFG 1993) ein.

Es existiert diverse Software zur Unterstützung eines effizienten Betriebes, für die Datenerfassung, -prüfung und -protokollierung (entsprechend ÖWAV-Regelblatt 13, 2013) ebenso wie für die systematische Erfassung sämtlicher Bauwerke, Ausrüstung und Ersatzteile bis hin zu Verbrauchsgütern. Die systematische Erfassung der Betriebseinrichtungen ist Voraussetzung für die regelmäßige Prüfung entsprechend ÖWAV-AB 37 (2010) sowie die geplante Instandhaltung. Das Potential solcher Hilfsmittel, die auf größeren Kläranlagen bereits heute den effizienten Betrieb unterstützen, lässt sich nur ab einer gewissen Mindestgröße und von Einzelgemeinden daher mitunter erst durch die Zusammenarbeit mit Nachbargemeinden sinnvoll nutzen.

### **3.2 Zukünftige Entwicklung**

Stellt die qualitative Konsolidierung im Sinne des vorangegangenen Abschnitts eine geeignete Strategie für den Erhalt des hohen Niveaus der Abwasserreinigung in Österreich dar, so gilt es darüber hinaus, absehbare Entwicklungen im Auge zu behalten. Langfristig sind zusätzliche Anforderungen an die Ablaufqualität zumindest bei großen Kläranlagen zu erwarten. Das Erfordernis einer vierten Reinigungsstufe (z.B. Ozonierung und/oder Aktivkohle) zur Elimination organischer Spurenstoffe zeichnet sich ab. In der Schweiz orientiert sich die entsprechende Regelung sowohl an Immissionsbetrachtungen als auch an der Größe des Einleiters (100.000 EW). Betroffene Anlagen werden durch die Erfüllung der Vorgaben im Regelfall gleichzeitig auch den Anforderungen zur Einleitung in ein Badegewässer gerecht (EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG).

Ein weiteres gemäß einem allgemeinen Vorsorgeprinzip zu beachtendes Gebiet ist die Übertragung von Antibiotika-Resistenzen über das Abwasser in die Umwelt. Die grundsätzlichen Zusammenhänge und das Potential der Gefährdung sind heute bekannt, den möglichen Beitrag der Abwasserreinigung zur Reduktion der Risiken gilt es jedoch noch genau zu untersuchen.

Auch übergeordnete Anforderungen an den Betrieb von Kläranlagen sind für die Zukunft nicht ausgeschlossen. Diese haben mit der eigentlichen Aufgabe der Abwasserreinigung nichts zu tun, sondern ergeben sich aus anderen gesellschaftlichen Motiven. Obwohl der Einfluss der Abwasserreinigung auf den Gesamtverbrauch an Energie ebenso wie auf die gesamten Emissionen an Treibhausgasen im volkswirtschaftlichen Maßstab äußerst gering ist, wirkt der

politische Fokus auf diese Themen auch auf die Betreiber der Kläranlagen. Gerade hinsichtlich des Energieverbrauches bestehen auch klare wirtschaftliche Anreize zur Verbesserung. Zum heutigen Zeitpunkt zwar nicht wirtschaftlich, jedoch von volkswirtschaftlichem Interesse und keineswegs vernachlässigbar ist dagegen die Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser. Es ist durchaus denkbar, dass es zukünftig im Sinne eines langfristigen Ressourcenschutzes Vorgaben oder Einschränkungen bezüglich möglicher Technologien der Klärschlammbehandlung oder -entsorgung, geben wird (Egle, 2014).

Neue, allgemein verbindliche Anforderungen an die Abwasserreinigung in Österreich sind aus derzeitiger Sicht erst mit einem Zeithorizont von 10-15 Jahren zu erwarten. In diesem Zeitraum werden die meisten Anlagen in die Phase des erhöhten Erhaltungsaufwandes eintreten. Insofern gilt es, die verbleibende Zeit bestmöglich zur Vorbereitung auf die bereits heute absehbaren zukünftigen Veränderungen zu nutzen. Dies umfasst die gesicherte Einhaltung der vorgegebenen Grenzwerte bei optimiertem Energieverbrauch, zuverlässiges Datenmanagement sowie eine gut organisierte, wo nötig geregelte Verwaltung und Instandhaltung der Betriebsausstattung.

### **3.3 Know-how erhalten**

Unbestritten besteht im deutschsprachigen Raum heute ein hervorragendes Wissen über die verschiedenen Aspekte der Abwasserreinigung, von der öffentlichen Verwaltung bis hin zur Technik. In vergleichsweise kurzer Zeit wurde viel praktische Erfahrung beim Bau und Betrieb von Kläranlagen gesammelt. Innerhalb der EU wurde ein umfassendes und vorausschauendes Regelwerk geschaffen. Gleichzeitig besteht im weltweiten Maßstab noch immer ein gewaltiger Bedarf an einer Verbesserung der hygienischen Bedingungen. In vielen Ländern erfordert die fortschreitende Urbanisierung in immer stärkerem Maße ein gesamtheitliches Management der Abwasser- und Abfallentsorgung (ebenso wie der Trinkwasserversorgung und weiterer Infrastruktur) unter Berücksichtigung des Gewässerschutzes. Der Gedanke liegt nahe, beide Bedürfnisse - Erhalt des Know-hows auf der einen, strukturierte Abwasserentsorgung auf der anderen Seite - zum gegenseitigen Nutzen miteinander zu verbinden. Neben der planerischen oder beratenden Beteiligung an konkreten Projekten bietet auch der Wissenstransfer im Sinne einer „Ausbildung der Ausbilder“ eine hervorragende Möglichkeit, bestehendes Know-how aufzuarbeiten und zu verdichten. Von größtem gesamtgesellschaftlichem Interesse ist dabei die Verbreitung des Bewusstseins unserer Verantwortung für Umwelt- und Ressourcenschutz sowie nachhaltiges Wirtschaften. In diesem Sinne bleibt noch viel zu tun.

## 4 Literatur

- DWA. (2005) Merkblatt DWA-M 801 Integriertes Qualitäts- und Umweltmanagementsystem für Betreiber von Abwasseranlagen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- DWA. (2009) DWA-Themenband Instandhaltung von Kläranlagen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014) Phosphorrecycling aus dem Abwasser. Wiener Mitteilungen 230, S. 305–324, 2014
- Fleckseder, H. (1991) Gewässerschutz im Wandel. Wiener Mitteilungen 98, S. B1-B26.
- Gamperer, T. (2014) Planung des Finanzbedarfs für den Funktionserhalt – eine Methodik. Wiener Mitteilungen 230, S. 51-56
- Giay, C. (2013) Funding strategies for water management in Austria. Vortrag anlässlich der China Europa Water Platform Dialogue Konferenz am 9. Oktober 2013 in Budapest.  
<http://www.lebensministerium.at/umwelt/green-jobs/umwelttechnologien/CEWP.html>
- Gianella, S., Maurer, M. (2006) Infrastrukturmanagement – Internationale Standortbestimmung für den Wasser- und Abwassersektor. gwa Heft 9, S. 733 – 742.
- Hanika, A. (2011) Kleinräumige Bevölkerungsprognose für Österreich 2010 bis 2030 mit Ausblick bis 2050 („ÖROK-Regionalprognosen“) - Teil 3: Endbericht zu den Modellrechnungen zur regionalen Haushaltsentwicklung. Wien: Österreichische Raumordnungskonferenz.  
<http://www.oerok.gv.at/raum-region/daten-und-grundlagen/oerok-prognosen.html>
- Hoffmann, M., Haselbauer, K., Haberl, A., Blab, R. (2013) Kommunales Erhaltungsamangement, GESTRATA Journal, 138 (2013), S. 16 – 25
- Nechansky, N. (2010) Die Überprüfung von Kläranlagen aus der Sicht eines Amtssachverständigen. Veranstaltung anlässlich der Vorstellung des ÖWAV-AB 37, 12.5.2010.
- NGP. (2009) Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009, BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010.
- ÖWAV. (2010) ÖWAV-Arbeitsbehelf 37 – Überprüfung des Betriebszustandes von Kläranlagen (> 50 EW).
- ÖWAV. (2011) ÖWAV-Arbeitsbehelf 10 - Interkommunale Zusammenarbeit - Betriebs- und Betreuungsgemeinschaften in der Abwasserentsorgung.
- ÖWAV. (2013) ÖWAV-Regelblatt 13 - Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen – Erfassung, Protokollierung und Auswertung.
- ÖWAV. (2013) ÖWAV-Arbeitsbehelf 41 – Grundlagen und Aufbau der Kosten- und Leistungsrechnung in der Abwasserentsorgung.

**Korrespondenz an:**

André Spindler

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: +43 1 58801 22631

Mail: [a.spi@iwag.tuwien.ac.at](mailto:a.spi@iwag.tuwien.ac.at)

# Planung des Finanzbedarfs für den Funktionserhalt

Eine Methodik

Thomas Gamperer

LINZ SERVICE GmbH, Regionalkläranlage Linz-Asten

**Kurzfassung:** Auf der Regionalkläranlage Linz-Asten erreichen viele Anlagenteile in absehbarer Zeit die wirtschaftliche oder auch technische Lebensdauer. Aufgrund der zu erwartenden Häufung von größeren Instandhaltungsmaßnahmen und Reinvestitionen ergab sich der Bedarf einer übersichtlichen Zusammenstellung für einen längerfristigen Zeitraum. Es wurde ein Planungstool entwickelt, das die übersichtliche Darstellung der Kostenentwicklung und einen einfachen Review-Prozess zur regelmäßigen Aktualisierung erlaubt.

**Key Words:** Instandhaltung, Reinvestitionen, wirtschaftliche Lebensdauer, Finanzbedarf

## 1 Problemstellung

Die Regionalkläranlage Linz-Asten (Ausbaugröße 950.000 EW) ist mit wesentlichen Anlagenteilen seit mehr als 30 Jahren in Betrieb. Die letzte maßgebliche Erweiterung verbunden mit einer teilweisen Erneuerung der maschinellen und der EMSR - Ausrüstung sowie der Leittechnik fand vor fast 15 Jahren statt. Einige Anlagenteile zeigen durch den ständigen Betrieb oder aufgrund ihres Alters bereits mehr oder weniger starke Abnutzungserscheinungen. Seit einigen Jahren müssen in zunehmendem Maße auch Sanierungen an Betonbauwerken in größerem Umfang durchgeführt werden.

Viele Anlagenteile nähern sich ihrer maximalen wirtschaftlichen oder auch der technischen Nutzungsdauer. Dennoch und obwohl die Anlagen buchhalterisch zunehmend abgeschrieben sind, verfolgt der Unternehmensbereich Abwasser der LINZ AG grundsätzlich das Ziel, Reinvestitionen oder kostenintensive

Generalsanierungen strikt bedarfsorientiert vorzunehmen und damit die Grenzen der Nutzungsdauer auszuloten.

Diese strategische Herangehensweise erhöht allerdings das Risiko von Betriebsstörungen, auf die im Bedarfsfall rasch reagiert werden muss. Es ist daher notwendig, ein ausreichendes und stetes Monitoring des Zustandes kritischer Anlagenteile durchzuführen. Die technische Planung von Ersatzmaßnahmen muss rechtzeitig, unter Umständen schon Jahre vor einem erwarteten Anlagenversagen erfolgen, um die Notwendigkeit von notfallsartigem Eingreifen und das Risiko einer damit einhergehenden Verteuerung zu vermeiden,

Neben der Herausforderung den richtigen Zeitpunkt für Reinvestitionen in technischer Hinsicht festzulegen, ist auch die Erstellung einer entsprechenden mittelfristigen Finanzplanung erforderlich. Im Zuge des jährlichen Budgetierungsprozesses ist es im Bereich Abwasser der LINZ AG üblich, neben dem genau zu planenden Folgejahr auch eine Vorschau über weitere 3 Jahre anzugeben. Aufgrund der Annäherung vieler Anlagenteile an die wirtschaftliche oder technische Nutzungsdauer stellte sich jedoch die Frage, ob der Vorschauzeitraum über vier Jahre nicht zu kurz ist. Insbesondere sollten die Kunden (39 Umlandgemeinden und 10 Großindustriebetriebe) frühzeitig informiert werden, wenn längerfristig größere Reinvestitionen oder kostenintensive Sanierungen und entsprechende Auswirkungen auf die abzurechnenden Kosten zu erwarten sind.

Es wurde daher beschlossen, in einer generellen Bestandsaufnahme den weiteren, mittel- bis langfristige Bedarf (Zeitraum 15 Jahre) an Reinvestitionen und großen Instandhaltungsmaßnahmen zu erheben, die notwendig sind, den Kläranlagenbetrieb wirtschaftlich aufrecht zu erhalten und den Auftrag zur konsensgemäßen Abwasserreinigung, Klärschlammbehandlung sowie Faul- und Deponiegasverwertung sicher zu erfüllen. Im Zuge der Bearbeitung dieser Aufgabenstellung wurde ein Planungstool entwickelt, das nicht nur die in den kommenden 15 Jahren umzusetzenden Maßnahmen und den Verlauf des Finanzbedarfes übersichtlich darstellt, sondern auch sehr gut geeignet ist, in einem regelmäßigen Review-Prozess ein Statuscontrolling durchzuführen und die Planung den aktuellen Gegebenheiten anzupassen.

## 2 Methodische Herangehensweise zur Erstellung eines Maßnahmenplanes

Aufbauend auf einer Tabelle des Prüfberichts gemäß § 134 des Wasserrechtsgesetzes, die gemäß den Vorgaben des ÖWAV Arbeitsbehelfes 37 schon im Jahr 2010 erstellt wurde, wurden alle funktionalen Einheiten der Anlage tabellarisch zusammengestellt und zunächst grob nach folgenden Gewerken gegliedert:

- Bau und betriebliche Einrichtungen
- Maschinelle Einrichtungen
- EMSR- und Prozessleittechnik

Auf Basis dieser Gliederung erfolgte ein Anlagenscreening, mit dem Ziel in einem ersten Durchgang alle notwendigen Maßnahmen zu identifizieren und aufzulisten, die über routinemäßige Instandhaltungsmaßnahmen hinausgehen und innerhalb der nächsten 15 Jahren erforderlich werden. Grundsätzlich wurden aber auch Maßnahmen erfasst, die erst nach dem gewählten 15-jährigen Zeitraum erwartet werden. Auf diese Weise ist es möglich eine umfassende Tabelle mit allen großen Reinvestitions- und Instandhaltungsmaßnahmen zu erstellen, die auch später zu erwarten sind. Dies erleichtert die regelmäßige Aktualisierung und Detaillierung der Maßnahmenliste in einem regelmäßigen Review-Prozess. Kapazitätserweiterungen oder Anpassungen aufgrund neuer gesetzlicher Anforderungen wurden nicht berücksichtigt, da derzeit ein konkreter Bedarf noch nicht absehbar ist.

Bei der Beschreibung der Maßnahmen wurde auf eine einheitliche Beschlagwortung geachtet, um das Filtern nach gleichen oder ähnlichen Tätigkeiten zu erleichtern: Z.B. Bauwerksfugen erneuern, GFK-Abdeckungen tauschen, etc.

Um die Übersichtlichkeit zu wahren, wurden die erfassten Maßnahmen kategorisiert. Für die Art der jeweiligen Maßnahme wurden folgende Kategorien gewählt:

- Laufende Instandhaltung, welche nicht als Einzelmaßnahmen gelten oder wegen der geringen Einzelkosten im generellen Instandhaltungsbudget berücksichtigt werden.
- Große Instandhaltungsmaßnahmen, die als Einzelmaßnahmen zu einer erhöhten Kostenbelastung führen und bei der Budgetierung besonders berücksichtigt werden müssen.

- Reinvestitionen, die als Ersatzmaßnahmen auch buchhalterisch als Investitionen geführt werden.
- Verbesserungen: Maßnahmen, die z.B. aufgrund von betrieblichen Schwierigkeiten oder aufgrund der Änderung des Standes der Technik umgesetzt werden sollten, z.B. Maßnahmen zur Verbesserung des Arbeitnehmerschutzes, Bekämpfung von Geruchsproblemen, ...

Ebenso erfolgte eine Kategorisierung nach Priorität, um zunächst eine Gruppierung vornehmen zu können in Maßnahmen, die in den nächsten 5 Jahren also relativ kurzfristig zu erwarten sind und solchen, die erst in 5 bis 15 Jahren oder später umzusetzen sind.

Für die nachfolgenden Kostenermittlungen wurden Ingenieurbüros beigezogen. Es gehörte zur Aufgabenstellung für die Gruppe der Maßnahmen der nächsten 5 Jahre relativ genaue Kostenermittlungen teilweise untermauert durch das Einholen von Richtpreisangeboten vorzunehmen. Vereinbarungsgemäß reichten für Maßnahmen bis in 15 Jahren einfachere Kostenschätzungen. Wesentlich ist, dass jede Kostenschätzung leicht nachvollziehbar dokumentiert wird, sodass im späteren Review-Prozess eine Überprüfung und Anpassung einfach möglich ist. Ebenso ist das Jahr der Kostenbasis zwingend anzugeben, damit später die Kostenangaben valorisiert werden können.

Nach der Kostenermittlung wurde in einem zweiten Durchgang das zu erwartende Umsetzungsjahr für jede einzelne Maßnahme genau zugeordnet. Die weitere Ermittlung der Jahressummen und die grafische Darstellung der Entwicklung des Finanzbedarfes erfolgt automatisiert. Außerdem ist es sehr einfach möglich durch das Setzen von entsprechenden Filtern die geplanten Maßnahmen eines Jahres übersichtlich darzustellen.

Für die leichte Auffindbarkeit aller zugehörigen Dokumente wurde eine Ordner- und Ablagestruktur gewählt, die sich am Anlagenkennzeichnungssystem orientiert. Reinvestitionen die außerhalb des Betrachtungszeitraumes von 15 Jahren liegen, wurden kostenmäßig vorerst nicht betrachtet, können in der Ablagestruktur aber inhaltlich verwaltet werden.

### **3 Erkenntnisse aus der Bearbeitung**

Die schwerpunktmäßige Erfassung aller notwendigen größeren Instandhaltungsaufgaben und Reinvestitionen schafft zum Durchführungszeitpunkt einen guten Überblick über den Finanzbedarf der kommenden Jahre. Dennoch stellt eine solche Zusammenstellung nur eine Momentaufnahme dar, die eine Bedarfseinschätzung zum Durchführungszeitpunkt widerspiegelt. Die vielen

Annahmen, die bei der Bearbeitung aufgrund des langen Vorschauzeitraumes zu treffen waren, machten deutlich, dass eine regelmäßige Überprüfung notwendig sein wird und entsprechende Aktualisierungen vorzunehmen sein werden. Die tabellarische Zusammenstellung aller Maßnahmen und deren Kosten sowie die Dokumentation der Kostenermittlung waren daher so zu gestalten, dass eine Überarbeitung im Sinne einer weiteren Detaillierung oder einer Verbesserung aufgrund neuer Erkenntnisse einfach möglich ist.

Der Aufbau der Tabelle erlaubt die zeitliche Zuordnung einzelner Maßnahmen jederzeit zu verändern. Dies ist z.B. notwendig, wenn aus kaufmännischer Vorsicht eine Maßnahme kurzfristig eingeplant wird, die weitere Entwicklung dann aber doch ergibt, dass mit der Umsetzung noch zugewartet werden kann. Durch die Verschiebung werden die Jahressummen des zu erwartenden Finanzbedarfs automatisch angepasst. In der grafischen Darstellung wird aber auch deutlich, dass bei Verschiebungen eine Akkumulation von vielen Maßnahmen in wenigen Jahren eintreten kann und in einem solchen Fall die eigene Abwicklungskapazität bei der weiteren Planung mit in Betracht gezogen werden muss.

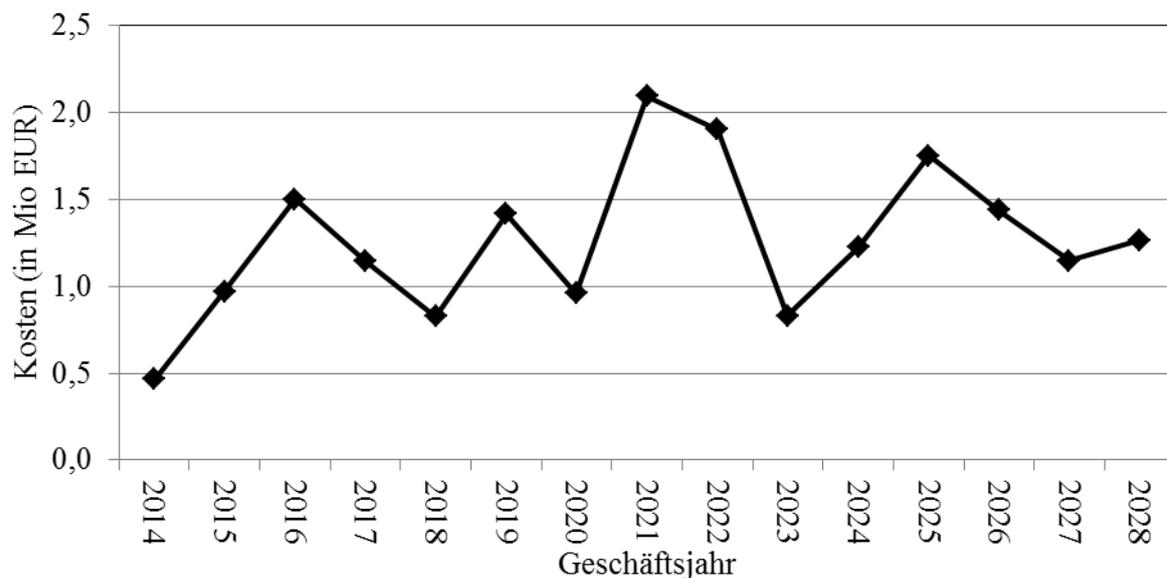


Abbildung 1: Finanzbedarf für Reinvestitionen und große IH-Maßnahmen  
Planungszeitraum 15 Jahre

Es hat sich auch gezeigt, dass die Zusammenstellung geeignet ist, frühzeitig die zeitliche Verteilung von Maßnahmen transparent zu machen, für die eine parallele Umsetzung aufgrund kaufmännischer oder verfahrenstechnischer Überlegungen sinnvoll wäre. Andererseits kann durch die Verteilungsanalyse erkannt werden, wenn Maßnahmen parallel zur Umsetzung anstehen, für die zur Minimierung von Betriebsbeeinträchtigungen aber eine zeitliche Staffelung

erforderlich ist. Durch Anpassungen beim weiteren Planungsprozess können entsprechende Optimierungen vorgenommen werden.

## **4 Literatur**

Lengyel, Alexander DI. (2013) Erstellung eines Reinvestitionsplanes für die Regionalkläranlage Linz-Asten, Projektbericht

ÖWAV (2010) ÖWAV-Arbeitsbehelf 37: Überprüfung des Betriebszustandes von Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW), Teil A: Fremdüberprüfung, Teil B: Eigenüberprüfung

### **Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Thomas Gamperer

LINZ SERVICE GmbH

Regionalkläranlage

4481 Asten, Ipfdorferstr. 7

Tel.: +43(0)732/3400-6118

Mail: t.gamperer@linzag.at

# **Kosten- und Leistungsrechnung als Basis für Investitionsentscheidung**

Josef Dengg, Christian Fimml

Abwasserverband Achenal-Inntal-Zillertal (AIZ-AV)

**Abstract:** Abwasserproduzenten (Indirekteinleiter) erwarten vom Abwasserentsorger eine umweltkonforme und kostengünstige Abwasserbehandlung. Die Leistungen dafür sollten nach wirtschaftlichen Grundsätzen erbracht, und die Kosten verursachergerecht den Entgelten (Abwassergebühren) zugeordnet werden. Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen sind aber auch verpflichtet, auf den Werterhalt der Anlagen (Kanalanlagen und Kläranlage) zu achten, um auch in Zukunft eine wirtschaftliche und dem Stand der Technik entsprechende Abwasserreinigung zu gewährleisten. Die Geschäftsführung und das Betriebspersonal sind daher angehalten, neben den Umweltqualitätsanforderungen, die Vorgaben einer zweckmäßigen, sparsamen und kostendeckenden Betriebsführung zu beachten. Die Kosten- und Leistungsrechnung ist dabei ein wertvolles Instrument und sollte ein fixer Bestandteil im internen Rechnungswesen sein. Sie ermöglicht die Planung, Steuerung und Kontrolle von Kostenentwicklungen und dient als Nachweis für eine wirtschaftliche Betriebsführung. Die Kosten- und Leistungsrechnung kann dabei auch als Basis für diverse Investitionsentscheidungen verwendet werden.

**Key Words:** Kosten, Leistung, Betriebsführung, Investitionen, Kostenstellen, Kostenarten, Rechnungswesen, Kapitalkosten, Betriebskosten, Personalkosten,

## **1 Grundsätzliches zur Kosten- und Leistungsrechnung**

### **1.1 Kosten- und Leistungsrechnung als Bestandteil des Rechnungswesen**

Die Kosten- und Leistungsrechnung ist, neben der Finanzbuchhaltung (Kameralistik und/oder Doppik), Teil des betrieblichen Rechnungswesens. Im Gegensatz zur Buchhaltung und dem Jahresabschluss, die verpflichtend zu erstellen sind, ist die Kosten- und Leistungsrechnung auf Freiwilligkeit ausgerichtet. Um den Nachweis einer wirtschaftlichen Betriebsführung zu erbringen, wird jedoch empfohlen, die Kosten- und Leistungsrechnung als fixen Bestandteil des Rechnungswesens einzuführen. Die Erstellung einer Kosten- und Leistungsrechnung ist auch Voraussetzung für die Gewährung einer Bundesförderung. (gemäß § 4 Förderungsrichtlinien 1999)

## 1.2 Zweck der Kosten- und Leistungsrechnung

Die Kosten- und Leistungsrechnung in der Abwasserentsorgung erfasst alle Kosten, die bei der Erbringung der Abwasserreinigung entstehen und ordnet diese verursachergerecht den einzelnen Prozessen (Leistungsbereichen) zu. Sie ermöglicht somit die Planung, Dokumentation, Steuerung und Kontrolle von Kostenentwicklungen. Daraus ergeben sich Basisdaten für diverse betriebswirtschaftliche Betrachtungen und Entscheidungen.

## 1.3 Nutzen und Funktionen der Kosten- und Leistungsrechnung

Die Kosten- und Leistungsrechnung kann für folgende Aufgaben herangezogen werden:

- **Kostenkalkulation** für die gesamte Abwasserreinigungsanlage oder dem gesamten Verband (Kanalisation, Kläranlage)
- **Kostenkalkulation** für einzelne Prozesse und Anlagenteile
- **Kostenkalkulation** für die für die Übernahme von Materialien/Abfällen auf der ARA, welche nur Teile der Anlage belasten bzw. nutzen (z.B. Fäkalschlämme, Co-Substrat, Kanalräumgut, usw.)
- **Ermittlung** bzw. Lokalisierung von Anlagen oder Maschinen/Geräten, die einem hohen Verschleiß (Ersatzteilbedarf) oder hohen Betreuungsbedarf (Stundenaufwand) unterliegen
- **Ermittlung** bzw. Lokalisierung von reparaturanfälligen Anlagen oder Maschinen/Geräten
- **Entscheidungshilfe** - bei Neuanschaffungen (z. B.: zahlt sich eine höhere Effizienz, verbunden mit einem höheren Preis bei einem BHKW aus oder nicht?)
- **Entscheidungshilfe** - beim Austausch von Maschinen und Geräten (Bewertung von Effizienz, Wartungsfreundlichkeit, Wartungsintervalle, Betriebsmittelbedarf und Anschaffungspreis)
- **Kaufmännische Grundlagen** - für Optimierungs- und Effizienzsteigerungsmaßnahmen
- **Grundlagen** - der Gebührenkalkulation für die Verbandsanlagen, und damit für eine verursacherorientierte Aufteilung der Kosten

- **Grundlagen** - für die Kalkulation von Starkverschmutzerzuschlägen bei diversen gewerblichen/industriellen Abwässern
- **Grundlagen** - für die Darstellung von Kosten und deren Begründungen für die Öffentlichkeitsarbeit
- **Grundlagen** - für Wirtschaftlichkeitsvergleiche mit anderen Anlagen in der Gesamtbetrachtung und für Teilbereiche

**Kaufmännische Grunddaten** - für die Teilnahme am Benchmark

## **2 Begriffsbestimmungen in der Kosten- und Leistungsrechnung**

### **2.1 Was sind Kosten?**

Kosten sind der in Geldeinheiten bewertete Ge- oder Verbrauch von Wirtschaftsgütern oder Dienstleistungen, die für die Erstellung, Erbringung und Verwertung von Leistungen, sowie zur Aufrechterhaltung der Leistungsbereitschaft, innerhalb einer Abrechnungsperiode, entstanden sind. Kosten sind sachlich, zeitlich und kalkulatorisch abzugrenzen.

### **2.2 Was sind Leistungen?**

Eine Leistung ist das Ergebnis eines abgeschlossenen Arbeitsprozesses. Es werden darunter auch die erstellten Güter und Dienstleistungen verstanden, für die die betrachteten Kosten anfallen.

Die zentralen Rechengrößen der Kosten- und Leistungsrechnung sind daher Leistungen und Kosten. Dadurch unterscheidet sie sich von der Finanzbuchführung, die mit Erträgen und Aufwendungen in der Doppik, bzw. Einnahmen und Ausgaben in der Kameralistik rechnet.

## **3 Bereiche in der Kosten- und Leistungsrechnung**

Die Kosten- und Leistungsrechnung gliedert sich in folgende Bereiche:

- Kostenartenrechnung
- Kostenstellenrechnung
- Kostenträgerrechnung
- Kurzfristige Erfolgsrechnung/Betriebsergebnisrechnung

### 3.1 Kostenartenrechnung – Welche Kosten sind angefallen?

Die Kostenartenrechnung bildet die Grundlage und den Ausgangspunkt der Kosten- und Leistungsrechnung. Ihre Aufgabe besteht darin, alle für die Erstellung der Leistungen erbrachten Ressourcen vollständig, eindeutig und überschneidungsfrei, nach einzelnen Kostenarten, zu erfassen und auszuweisen. Sie dokumentiert, welche Kosten, nach Arten differenziert, in welcher Höhe, innerhalb einer Abrechnungsperiode angefallen sind und gibt somit Aufschluss über den Werteverzehr (primäre Kosten), sowie den internen Wertefluss (sekundäre Kosten) innerhalb der Organisationseinheiten.

Kostenarten, die direkt auf einzelne Kostenstellen weiterverrechnet werden, bezeichnet man als **Einzelkosten** (z.B.: Energiekosten vom Prozess biologische Stufe).

Kosten, die erst in der Kostenstellenrechnung aufgeteilt werden, bezeichnet man als **Gemeinkosten** (z.B.: Fuhrparkkosten, wenn sie für die Kostenstelle Kanal und Kläranlage anfallen)

Die Kostenstruktur richtet sich an die individuellen Anforderungen, sowie die Größe des Abwasserbetriebes. Die folgende Kostenartenstruktur wird jedoch grundsätzlich empfohlen:

#### I. Grundkosten (Betriebskosten)

- Material- und Stoffkosten
- Personalkosten
- Leistungen durch Dritte
- Energiekosten
- Reststoffkosten
- Sonstige betriebliche Kosten

#### II. Kalkulatorische Kosten (Kapitalkosten)

- Kalkulatorische Anlagenabschreibung (AfA)
- Kalkulatorische Zinsen

#### III. Kostenauflösung / Kostenkorrektur

Eine detaillierte Auflistung, sowie die Zuordnung des kameralen Postenverzeichnisses zu den o.a. Kostenarten, finden sie im ÖWAV-Arbeitsbehelf 41 „Grundlagen und Aufbau der Kosten- und Leistungsrechnung in der Abwasserentsorgung“.

### 3.2 Kostenstellenrechnung – Wo fallen die Kosten an?

Kostenstellen dienen der verursachungsgerechten Zuordnung der angefallenen Kosten zu bestimmten Prozessen (Kostenstellen).

Um zu sehen in welchem Bereich die Kosten angefallen sind, benötigt man die Kostenstellenrechnung. In der Kostenstellenrechnung werden die angefallenen Kosten (lt. Kostenarten) auf die verschiedenen Prozesse, entsprechend dem Verursacherprinzip oder der Inanspruchnahme aufgeteilt.

Die Kostenstellenstruktur sollte zumindest in die Prozesse „Kanalisation“, „Abwasserreinigungsanlage“

und „Verwaltung“ aufgeteilt werden. Je nach Anlagengröße ist es aber sinnvoll, sich nach der Kostenstellenstruktur im Abwasser-Benchmark zu orientieren. Beim Abwasserverband Achenal-Inntal-Zillertal (AIZ-AV) wurden folgende Kostenstellen eingeführt:

<b>Hauptkostenstellen ARA</b>	<b>1 Prozess - Mechanische Reinigung</b> Rechen, Sandfang, Fettfang, Fäkalübernahmen
	<b>2 Prozess - Biologische Reinigung</b> Biologische Stufen A+B , NKB, ZKB, RLS, DEMON P-Fällung, Onlinemessungen, ÜSS-Pumpen bis Schlammbehandlung
	<b>23 Prozess – BHKW</b>
	<b>31 Prozess Schlammeindickung ÜSS</b> MÜSE + VED inkl. zugehörigen Pumpen
	<b>3 Prozess Stabilisierung</b> Mischbehälter, Schlammfäulung, Gasanlagen bis BHKW
	<b>4 Prozess – Schlammentwässerung</b> Stapelbehälter, Schlammentwässerung
	<b>42 Prozess - Klärschlammverwertung / Entsorgung</b>
<b>Hilfskosten ARA</b>	5 Labor
	6 ARA Sonstige (Infrastruktur)
	61 Allgemeine ARA-Kosten (werden auf die HK aufgeteilt)
	99 Abgegrenzte Kosten

Hilfskosten- stellen Verband	7	Werkstätte
	8	Fuhrpark
	9	Verbandsverwaltung
Kanalisation	10	SDBW, Pumpstationen Zillertal
	11	SDBW, Pumpstationen Inntal-Achental
	12	Verbandskanäle Zillertal
	13	Verbandskanäle Inntal-Achental
	14	Abwasserhebewerk / HWPW
	15	Leistungen gegenüber Dritte
	16	Personal
	17	Indirekteinleiter - Überprüfungen
Gemeinde	19	Ortskanäle und Gemeindepumpstationen

Abbildung 1: Kostenstellen beim Abwasserverband Achental-Inntal-Zillertal

Bei den Hauptkostenstellen werden die unmittelbaren Kosten der Abwasserreinigung erfasst. Die Prozesse 2, 3 und 4 werden dabei noch in Teilprozesse unterteilt, um genauere Aussagen zu den einzelnen Kostenstellen zu erhalten.

Die Hilfskostenstellen werden in die Bereiche „Hilfskosten ARA“ und „Hilfskosten Verband“ unterteilt. Zu den Kostenstellen „Kanalisation“ wird auch die Kostenstelle „Abwasserhebewerk“ zugeordnet. Weitere Kostenstellen sind noch „Leistungen gegenüber Dritte“, „Personal“, „Indirekteinleiter“ und „Gemeindepumpwerke“.

### 3.3 Kostenträgerrechnung – Wofür fallen die Kosten an?

Die Kostenträgerrechnung steht am Schluss der Kostenrechnung und ist eine besondere Art der Kalkulation im Zuge der Kosten- und Leistungsrechnung. Die Hauptaufgabe besteht in der Ermittlung der Selbstkosten bzw. decken sich die Kostenträger in der Abwasserentsorgung mit den Gebühreneinheiten, die als Bemessungsgrundlage für die Abwasserentsorgungsleistung herangezogen werden. Es werden dabei spezifische Kosten pro Leistungseinheit ermittelt (z.B.: Euro pro m<sup>3</sup> Abwasser). In Teilprozessen können aber auch andere spezifische Kosten für die Entscheidung von Investitionen maßgeblich sein.

## 4 Praktische Umsetzung der Kosten- und Leistungsrechnung

### 4.1 Erstellung eines Anlagennachweises

Wird noch kein Anlagennachweis geführt, müssen erstmalig alle Anlagen, wie Grundstücke, Gebäude, maschinelle und elektrische Anlagen lückenlos erfasst werden, um die kalkulatorische Anlagenabschreibung (AfA) durchführen zu können. Von jedem Anlagengut sind das Datum der Inbetriebnahme (ab Funktionsfähigkeit), die Bezeichnung, der Anschaffungswert, sowie die Nutzungsdauer anzugeben. Weiteres muss jede Anschaffung auf die einzelnen Bauabschnitte (BA) und Kostenstellen zugeordnet werden. Ist der Anlagennachweis einmal erstellt worden, sind in weiterer Folge nur noch die jährlichen Zu- und Abgänge von Anlagegütern zu erfassen.

Beim AIZ-AV kommen im Anlagenspiegel folgende Postengruppen zur Anwendung:

Tabelle 1: Postengruppen im Anlagenverzeichnis

Postengruppe	Bezeichnung
000	Bebaute Grundstücke
001	Unbebaute Grundstücke
002	Straßenbauten
004	Wasser- und Kanalisationsbauten
006	Sonstige Grundstückseinrichtungen
010	Gebäude
020	Maschinen und maschinelle Anlagen
030	Werkzeuge und sonstige Erzeugungshilfsmittel
040	Fahrzeuge
042	Amtsausstattung
043	Betriebsausstattung
044	Geschäftsausstattung
050	Sonderanlagen
060	Im Bau befindliche Anlagen

Bei Jahresabschluss werden alle Buchungen von Investitionen, entsprechend den Postengruppen, Baulosen und Kostenstellen, zusammengefasst und im Anlagenspiegel nach Inventarnummern verbucht. Die Inventarnummer setzt sich dabei wie folgt zusammen: z.B.: 1-020-07-13-02

<b>1</b>	<b>020</b>	<b>07</b>	<b>13</b>	<b>02</b>
----------	------------	-----------	-----------	-----------

Vermögen	Postengruppe	Baulose	Kategorie Nr.	Lfd. Nr.
0 = unbeweglich	010 Gebäude	07 ARA	13	01
1 = beweglich	020 maschinelle Anlagen	09 Düker Wiesing	14	02

## 4.2 Buchung mit Kostenstellen

Die HHSt.-Kontierung erfolgt nach den Bestimmungen der Voranschlags-/Rechnungsabschluss-VO (VRV BGBl. 787/1996 idgF.) und dem Kontierungsleitfaden für Gemeinde und Gemeindeverbände 2008 (ISBN 978-3-901683-23-2).

Die Kontierung der Belege wird beim AIZ-AV mit Hilfe eines Kontierungsstempels durchgeführt, wobei neben der Buchung zur Haushaltsstelle, die Zuordnung zum Kostenkonto und zum Berichtskonto erfolgt.

Einnahme / Ausgabe		TB am 18.08.13		
Zweck	Ersatzteile			
Anlage	GASHOTOR-2			
HHSt.	%	BS	ZW	Belrag
1/04-40200	20	X	2	423,20
	23/3			
	436/7			
sachl u rech. geprüft				angeordnet:
am	06. Aug. 2013			

Abbildung 2: Buchungstempel

Die Kostenstellen werden nach dem Kostenstellenschema (siehe Abbildung 1), welches sich vom Kostenstellenschema aus dem Abwasser- Benchmark ableitet, verbucht. Das Berichtskonto ist eine zusätzliche Unterteilung der Kostenkonten auf das Niveau von einzelnen Anlagenteilen, wie zum Beispiel HB-Biologie und Zwischenklärbecken im Prozess Biologische Reinigung (Kostenkonto 2) enthalten sind, oder im Hilfsprozess Fuhrpark (Kostenkonto 8), wo jedes Fahrzeug in einem eigenen Berichtskonto geführt wird.

Wird die Erstellung von Berichtskonten im Buchhaltungsprogramm nicht unterstützt, können auch die Kostenkonten in weitere Anlagenteile gesplittet werden. Für den Kostenvergleich von Prozessen mit anderen Kläranlagen müssen diese jedoch wieder zu den Haupt- und Hilfskosten, laut den Vorgaben im Abwasserbenchmark, zusammengefasst werden.

Beim AIZ-AV werden insgesamt 258 Haushaltsstellen, 24 Kostenstellen und 113 Berichtskonten zur Buchung verwendet.

In der Abbildung 3 sind alle Berichtskonten, mit Zuordnung zu den Kostenkonten, dargestellt.

Berichtskontenaufteilung								
ANLAGE - ARA	BK/7	KK/3	ANLAGE - Zillertal	BK/7	KK/3	Anteil Gemeinde	%	AIZ
Sprinter Kanal SZ-894YX	001	8	PW Bruck1 - Zillerbrücke	601	10	0		
VW-Bus SZ-526DB	002	8	PW Bruck2 - Imming	602	10	100	60-61100	
Reserve	003	8	PW Hart1 - Neuhäusl	603	10	0		
Unimog SZ-476BE	004	8	PW Hart2 - Helfenstein	604	10	100	64-61100	
Containerhänger SZ-1PMU	005	8	PW Schlitters (diverse)	635	10	100	76-61100	
Skoda SZ-2LCB	006	8	PW Rohrberg	605	10	100	68-61100	
Skoda SZ-2PKN	007	8	PW Hintertux	606	10	100	70-61100	
Volvo Radlader	008	8	MST-Zell	607	10	0		
Skoda Kombi SZ-525DB	009	8	MST-Hart	608	10	0		
Diverse Fahrzeuge	010	8	MST-Kapfing	609	10	0		
EDV-Anlagen	110	9	RÜB Fügen	610	10	100	62-61100	
Kanaldatenbank	111	9	MST-Kapfing	609	10	0		
Telefonanlagen	120	9	RÜB Mayrhofen	611	10	85	66-61100	15
Personal	130	16	STRK Ried	612	10	100	67-61100	
Druckwerke u. Bürobedarf	140	9	STRK Schwendau	613	10	100	69-61100	
Verwaltung	160	9	STRK Hollenzen	615	10	100	66-61100	
Schadensfälle ARA	391	div.	PW Horberg	634	10	100	73-61100	
Schadensfälle Sammler Zill	392	div.	MST-Gerlos	616	10	0		
Schadensfälle Sammler IA	393	div.	MST-Ried HS	617	10	0		
Abwasserhebewerk	401	14	PW Hochfügen	618	10	100	63-61100	
Abwasserrechen	402	1	MST-Fügen SUD	619	10	0		
Rechengut-Müll	403	1	Düker Stumm	620	10	0		
Sandfang	404	1	Düker Aschau	621	10	0		
HB-Biologie	431	2	Düker Zellberg	622	10	0		
Zwischenklärbecken	432	2	RÜ1 Mayrhofen	623	10	80	66-61100	20
RUSHW-A-Stufe	433	2	RÜ2 Mayrhofen	624	10	80	66-61100	20
SB-Biologie	435	2	RÜ Finkenber	625	10	80	61-61100	20
Gasmotoren	436	2	RÜ Zell	626	10	100	75-61100	
RUSHW B-Stufe	437	2	RÜ Laimach	628	10	100	65-61100	
Nachklärbecken	438	2	STRK Laimach	629	10	100	65-61100	
Phosphat-Fällung	439	2	Messstelle Ginzling	630	10	0		
Onlinemessung	440	2	PW Ginzling / Finkenb.	631	10	61,9	71-61100	
Prozesswasserbehandlung	441	2	/ Mayrh.	632	10	38,1	72-61100	
Substratübernahme	442	3	PW Gerlosberg	633	10	100	74-61100	
Diverse Pumpen	451	6	<b>ANLAGE - Inn/Achental</b>	<b>BK/7</b>	<b>KK/3</b>	<b>Anteil Gemeinde</b>	<b>%</b>	<b>AIZ</b>
NED - Stapelbehälter	452	4	PW 0 Achk - Unterau	801	11	100	80-61100	
Müse	453	31	PW 1 Achk - Lagerkurve	802	11	91,8	80-61100	
VED - Mischbehälter	454	31	PW 2 Achk - Sportplatz	803	11	91,8	80-61100	
MTS-Anlage	455	3	PW 3 Achk - Prantlkurve	804	11	91,8	80-61100	
			Steinberg	819	11	8,2	84-61100	
Kammerfilterpresse	456	4	PW Maurach / Achenk.	805	11	60	80-61100	20
Schlammentsorgung	457	4	/ Eben		11	14,4	82-61100	
Schlammfäulung	458	3	/Steinberg		11	5,6	84-61100	
Gasanlagen	459	3	PW Jenbach	806	11	100	83-61100	
Heizung Wasser Druckluft	460	6	HWPW Jenb.	807	11	100	83-61100	
Aussenanlagen	465	6	PW Buch	808	11	80	81-61100	20
Zentralgebäude	466	6	PW Pertisau	809	11	100	82-61100	
Betriebsgebäude	467	9	PW Seespitz	810	11	100	82-61100	
Garagegebäude	468	9	Düker Kasbach	811	11	0		
Werkstätten	469	7	Düker Wiesing	812	11	0		
Lüftungsanlagen	470	6	RÜB Jenbach/Reitlinger	813	11	100	83-61100	
Betriebsmittel	471	9	STRK Jenbach	814	11	100	83-61100	
Labor	480	5	RÜB Pertisau	815	11	100	82-61100	
Fremduntersuchung	481	9	MST-Rotholz	816	11	0		
MSR + Probennahme	482	div.	RÜB-Buch (Ost u. West)	817	11	100	81-61100	
Betriebsprüfungen + PSA	483	6/9	PW Achenwald	818	11	100	85-61100	
Fremdenergie-Tiwag	498	6	PW Steinberg	819	11	100	84-61100	
Hochwasserpumpwerk	499	14	KANÄLE Zillertal	650	12		1/811 06 - 61200	
			KANÄLE Inn- Achental	850	13		1/811 08 - 61200	

Abbildung 3: Berichtskonten beim AIZ-AV

### 4.3 Zeiterfassung nach Kostenstellen

Die Aufteilung der Personalkosten erfolgt auf Basis von Stundenaufzeichnungen. Um diese Personalstunden entsprechend den Kostenstellen erfassen zu können, müssen geeignete Möglichkeiten geschaffen werden, damit das Betriebspersonal den täglichen Stundenaufwand möglichst einfach splitten kann. Beim AIZ-AV wird die Zeiterfassung mit einem dafür adaptierten Excel-Programm durchgeführt. In diesem Zeiterfassungsprogramm gibt es für jeden Monat ein eigenes Eingabeblatt. Nachdem ein Mitarbeiter die tägliche Arbeitszeit, entsprechend der normalen Zeiterfassung (Normalstunden, Krankenstand, Zeitausgleich oder Überstunden usw.) eingetragen hat, werden die tatsächlich geleisteten Stunden pro Tag auf die Kostenstellen (Prozesse) aufgeteilt. Bei jeder Kostenstelle wird dabei unterschieden, ob es sich um einen Zeitaufwand für den laufenden Betrieb oder einen Aufwand für Reparaturen handelt.

Unter **laufenden Betrieb** versteht man die routinemäßigen Kontrollen und Wartungen, bzw. geplante Wartungen, bei denen im Wesentlichen keine größeren Anlagenteile getauscht werden (z.B.: Tausch von Keilriemen). Unter laufenden Betrieb fallen auch die Arbeitszeiten der Reinigungskraft und der Pflege der Außenanlagen.

Unter **Reparatur** versteht man vorwiegend ereignisbezogene Aufwendungen, die nicht vorhersehbar sind, oder auch geplante Reparaturen. In beiden Fällen wird die Nutzungsdauer der Anlage wesentlich erhöht.

Personalstunden, die bei größeren Umbaumaßnahmen bzw. Neubauten anfallen, werden in der Spalte Reparaturen eingetragen, müssen aber am Jahresende aus der betroffenen Kostenstelle herausgerechnet werden, um den Zeitaufwand dieser Kostenstelle im Vergleich mit den Vorjahren nicht zu verfälschen.

Die so erstellten Stundenaufteilungen werden in einer Tabelle „Jahresstatistik Kostenstellen“ zusammengefasst. Am Jahresende werden diese dann manuell in eine Gesamttabelle (Arbeitszeiten aller Mitarbeiter inkl. Verwaltungsaufwand) übertragen. In dieser Tabelle werden die Personalstunden, prozentuell zu den Kostenstellen, errechnet und stehen für weitere Auswertungen zur Verfügung.

Um die spezifischen Personalkosten zu erhalten, muss die Kostenart „Gehälter Angestellte“ nach den Prozentsätzen für Angestellte bzw. die Kostenart „Löhne Arbeiter“ nach dem Prozentsatz für Arbeiter aufgeteilt werden. Die Personalnebenkosten werden im Verhältnis der Gesamtprozentsätze aufgeteilt.

## 5 Jahresauswertungen aus der Kosten und Leistungsrechnung

### 5.1 Ausgabe der Bewegungsdaten

Um am Jahresende aus der Erfassung der Kostenstellen und Berichtskonten eine gute Basis für weitere Auswertungen zu schaffen, muss entweder die Buchhaltungssoftware entsprechende Funktionen zur Verfügung stellen, oder die vorliegenden Buchhaltungsdaten werden über eine Exportfunktion, in weiterer Folge in einem anderem Programm, ausgewertet.

Beim AIZ-AV werden die gesamten Bewegungsdaten mit der Kontoart „Sachkonten“ aus der Buchhaltungssoftware in eine Excel-Tabelle exportiert. Anschließend wird die Excel-Tabelle so geordnet, dass noch folgende Spalten zur Verfügung stehen:

- Ansatz
- Post
- Datum
- Text
- SOLL
- Kostenkonto
- Berichtskonto

	B	C	F	H	I	L	M
1	ANSATZ	POST	DATUM	Text	37.549,7	KK	BK
2					SOLL	KTOKC	KTOBE
160	81104	40200	27.01.2010	GE Jenbacher, 18/489220, Ersatzteillieferung GM 1 JW-208, 4.Quartal 2009			4367
163	81104	40200	27.01.2010	GE Jenbacher, 18/489221, Ersatzteillieferung GM 2 JW-312, 4. Quartal 2009			4367
304	81104	62000	10.02.2010	Daka, 280440, Entsorgung Aktivkohle, Gasmotoren			4367
309	81104	40200	10.02.2010	Ortner+Stanger, 202944, Werkzeug z. Filterwechsel, Instdh. Gasmotoren			4367
387	81104	61600	22.02.2010	TÜV Süd, 1250019812, Emissionmessung f. BHKW 1+2			4367
404	81104	45900	24.02.2010	Falch, R1000345, Kugelhahn, Adapter, Instdh. Gasmotoren			4367
462	81104	61600	03.03.2010	Isolier Ges.m.b.H., 03651, div.Isolierarb.Abgaslaeitung+NT-Kreis n.Umbau			4367
528	81104	61600	10.03.2010	Ortner+Stanger, 206390, Schachtleiter f. Auslaufbauwerk			4367
654	81104	45500	31.03.2010	Bavaria Chemie, 100068, Aktivkohle für Gasreinigung, Gasmotoren			4367
702	81104	40200	31.03.2010	GE Jenbacher, 7080000075, Wartungsvereinbarung Ersatzteile Gasmotoren			4367
713	81104	45300	06.04.2010	Köb Josef, 27898/15481, Motoröl für Gasmotoren			4367
870	81104	61600	21.04.2010	Ges.f.Gerätebau, 4325651, halbjährl. Prüfungen ARA Prozess Gasmotoren			4367
892	81104	62000	28.04.2010	Daka, 285494, Entsorgungskosten Aktivkohle			4367
1386	81104	62000	14.06.2010	Daka, 287889, Entsorgung Altöl + Aktivkohle			4367
1500	81104	45300	30.06.2010	Köb Josef, 28976/15481, M-Pegasus Gasmotorenöl			4367
1685	81104	64200	26.07.2010	wpa Beratende Ingenieure, 107082, Gasuntersuchung vor-u.nach Aktivkoh			4827
1747	81104	61400	02.08.2010	MR-Service Tirol, 710S4007571,neue Erdungsleitungen f.Gasmotoren mit E			4367
2003	81104	61600	30.08.2010	Ges.f.Gerätebau, 4328614, halbj. Prüfungen ARA, Prozess Gasmotoren			4367
2096	81104	40200	08.09.2010	Bürsten Baumgartner, 50017517/BK, Rohrbürsten z.Reinig.Abgaswärmetau			4367
2216	81104	40200	29.09.2010	Pegritz, 10111631, Nirostange, Reinigung Wärmetauscher BHKWs			4367
2228	81104	40200	30.09.2010	GE Jenbacher, 7080000939, Wartungsvereinbarung, Ersatzteile Gasmotore			4367
2579	81104	62000	08.11.2010	Daka, 296646, Entsorgung Aktivkohle Gasmotoren			4367
2695	81104	40200	16.11.2010	GE Jenbacher, GS 7050014159, GS zu AR 7080000075, Wartungsvereinb.Gas			4367
2710	81104	45300	17.11.2010	Köb Josef, 30920/15481, Motoröl Gasmotoren	894	233	4367
2736	81104	62200	24.11.2010	Daka, 297870, Entsorgung Aktivkohle, Gasmotor	326	233	4367
3087	81104	40200	30.12.2010	GE Jenbacher, 7070001762, Wartung Gasmotor-1, JES-208er	401	233	4367
3215							
3216							

Abbildung 4: Excel-Tabelle

Über die so entstandene Tabelle in Abbildung 4 können, über die Filterfunktion von Excel, folgende Arten von Abfragen erstellt werden:

**ANSATZ:** Es kann zwischen Abwasserreinigungsanlage, Subverband Zillertal, Subverband Inn- Achtental und den Sonderbauwerken der Gemeinden gefiltert werden.

**POST:** Hier stehen sämtliche Sachkonten zur Auswahl, somit kann der Filter über die Kostenarten Material- und Stoffkosten, Personalkosten, Leistungen durch Dritte, Energiekosten, Reststoffkosten und sonstige betriebliche Kosten gelegt werden.

**TEXT:** Über den Textfilter im Excel kann hier sehr schnell nach bestimmten Firmen, verbuchten Artikeln (Ersatzteile, Betriebsmittel), Rechnungsnummer etc. gesucht werden.

**KOSTENKONTO:** In der Spalte Kostenkonto kann über die Filterfunktion eine der 24 Kostenstellen selektiert werden. Hiermit werden alle verbuchten Leistungen im ausgewählten Zeitraum für diesen Prozess angezeigt. In der Darstellung, unter der Abbildung 4, wurde das Kostenkonto 23 (BHKW/Gasmotoren) selektiert.

**BERICHTSKONTO:** Die Selektion Berichtskonten erlaubt noch eine detailliertere Darstellung der Kosten auf bestimmte Anlagenteile oder Fahrzeuge der ARA sowie einzelne Sonderbauwerke (Pumpwerke, Düker, RÜBs) im Verbandsgebiet.

## 5.2 Auswertung der Jahresarbeitszeiten

Die genaue Erfassung und Aufteilung der Arbeitszeiten auf die jeweiligen Kostenstellen kann für unterschiedliche Betrachtungen und Auswertungen verwendet werden.

Am Beispiel das AIZ-AV wurden von den gesamten Personalstunden des Betriebspersonals, das sind 11 Klärfacharbeiter, 1 Reinigungskraft (50%) und 1 Gärtner (50%) im Betriebsjahr 2012 84% der Arbeitszeiten für die laufende Instandhaltung und 16% für Reparaturen und Neubau aufgewendet.

Auf den gesamten Verband gesehen werden 85% der Personalstunden für die Abwasserreinigungsanlage, 9% für die Sonderbauwerke der Verbandsanlagen, 4% für die Verbandkanäle und 1% für die Wartung von Gemeindepumpwerken aufgewendet.

Die in der Abbildung 5 dargestellte Balkengrafik zeigt die gesamten Personalstunden des Betriebspersonals in Prozent, wobei in der jeweiligen Kostenstelle der hellgraue Teil des Balkens den Anteil laufender Betrieb, und der schwarze Bereich des Balkens den Anteil Reparatur/Neuanschaffung darstellt.

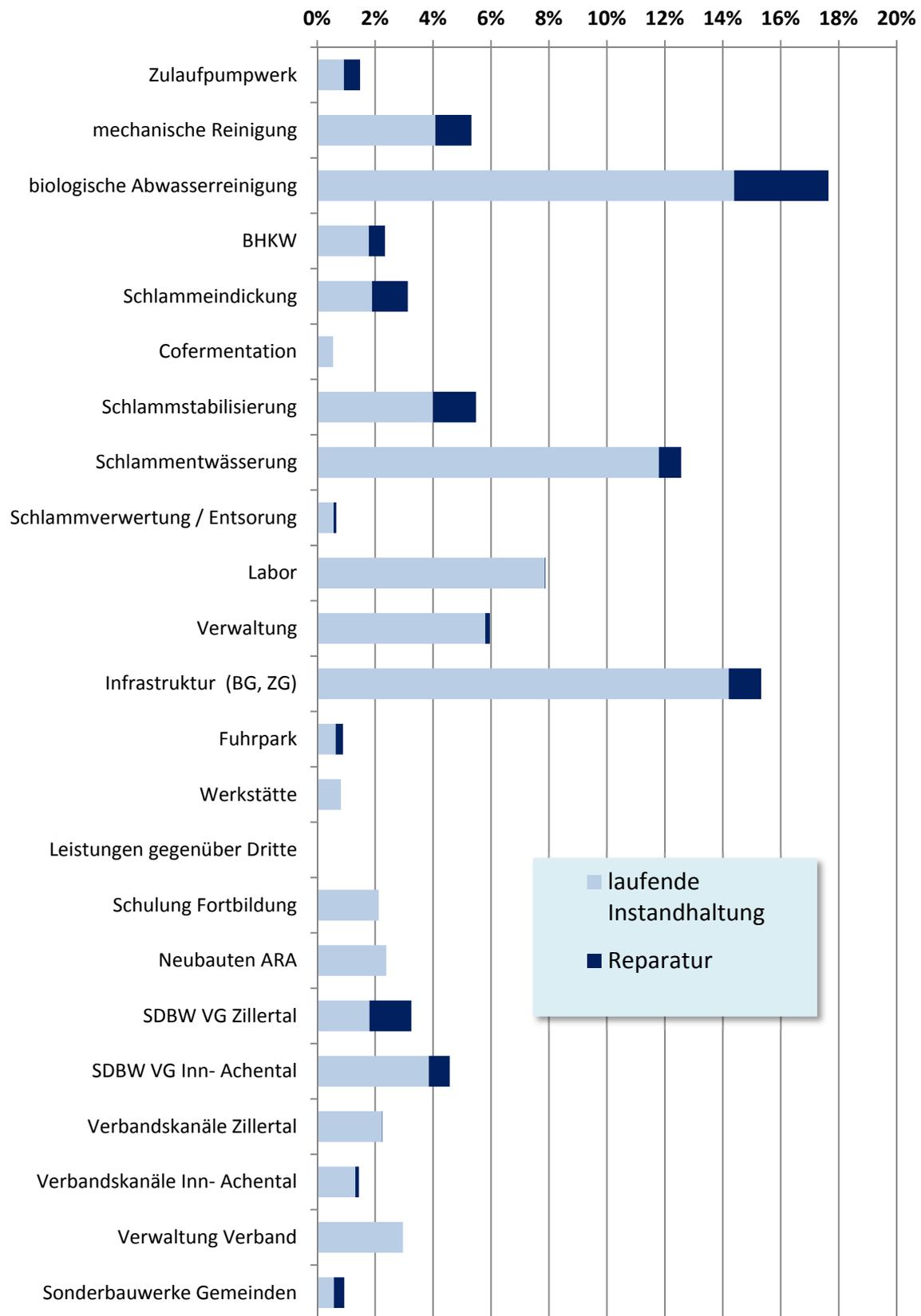


Abbildung 5: Jahrespersonalstunden 2012, aufgeteilt auf die Kostenstellen des Verbandes

### 5.3 Berechnung von Jahreskosten und spezifischen Kosten

Für Investitionsentscheidungen müssen mehrere Kostenbetrachtungen berücksichtigt werden. Zum Einem erkennt man durch den Jahresverlauf der Betriebskosten größere Abweichungen, zum Anderem sind diese Kosten auch meist von der Belastung der Anlage abhängig, wodurch auch der Vergleich mit einem spezifischen Wert erforderlich ist. In der Abbildung 6 werden die Jahreskosten vom Prozess BHKW (Blockheizkraftwerk) dargestellt. Dabei waren von 2004 bis 2006 3 BHKW's mit einer elektrischen Gesamtleistung von 590 kW in Betrieb (2 x 130 kW  $\eta$ -28%, 1 x 330 kW  $\eta$ -37%,), ab August 2009 wurden die 2 alten BHKW's gegen ein neues BHKW mit 624 kW und einem Wirkungsgrad von 39,5% ausgetauscht.

Bei der Kostenart Leistungen durch Dritte, wurden die Gasmotoren von 2004 bis 2008 über einen externen Wartungsvertrag gewartet. Nach Neuanschaffung im Jahr 2009 wurde nur mehr ein Ersatzteilwartungsvertrag abgeschlossen. Die Kostenart „Leistungen durch Dritte“ ist dadurch ab 2009 stark zurückgegangen, die Kostenart „Material- und Stoffkosten“ (Ersatzteile) hat sich im Gegenzug wesentlich erhöht. Trotz einer wesentlich höheren verfügbaren Leistung der BHKW's (954 kW) sind die Betriebskosten annähernd gleich geblieben, die spezifischen Betriebskosten in Cent pro kWh konnten sogar um ca. 30% verringert werden.

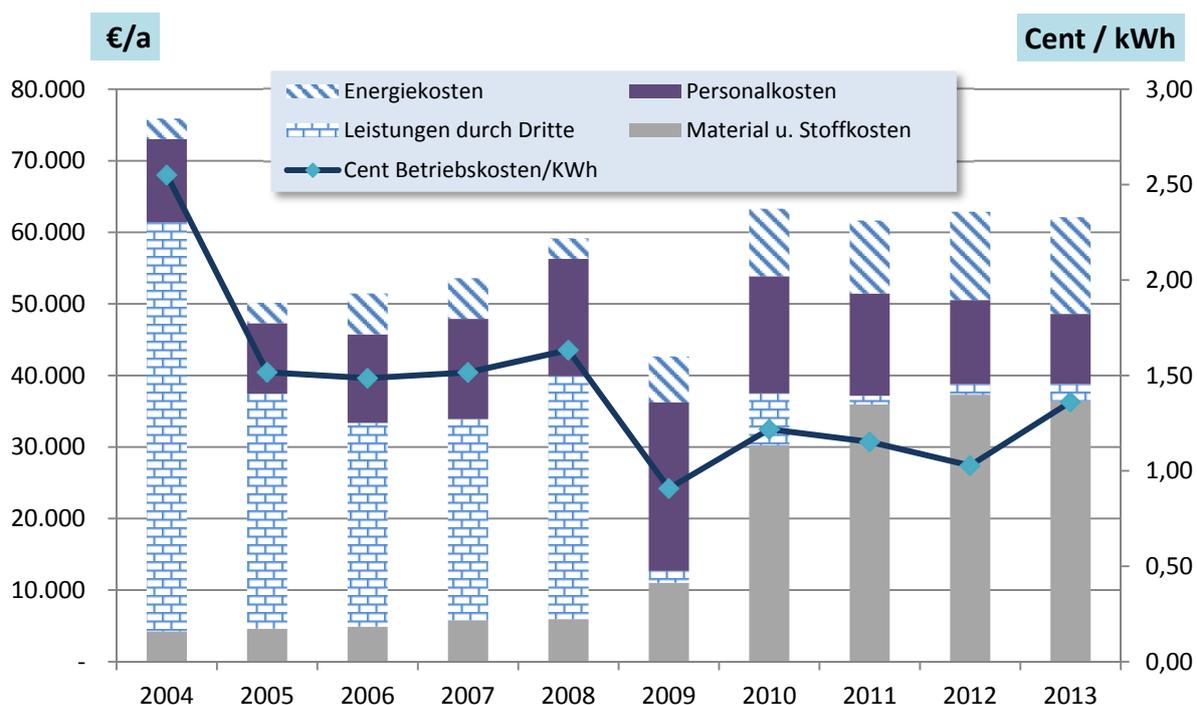


Abbildung 6: Jahreskosten beim Prozess BHKW (=Kostenstelle 23)

Durch den besseren Wirkungsgrad des neuen BHKW und durch Zugabe von Co-Substrat in die Schlammfäulung, ab dem Betriebsjahr 2008, konnte über den Ökostromverkauf, nach Abzug der Betriebskosten ab 2009 ein Ertrag erwirtschaftet werden (Abb. 7). Im Betriebsjahr 2013 musste für die Beschaffung von Co-Substrat erstmals etwas bezahlt werden, weshalb die Kostenbilanz der elektrischen Energieerzeugung insgesamt nur mehr einen geringen Überschuss aufweist.

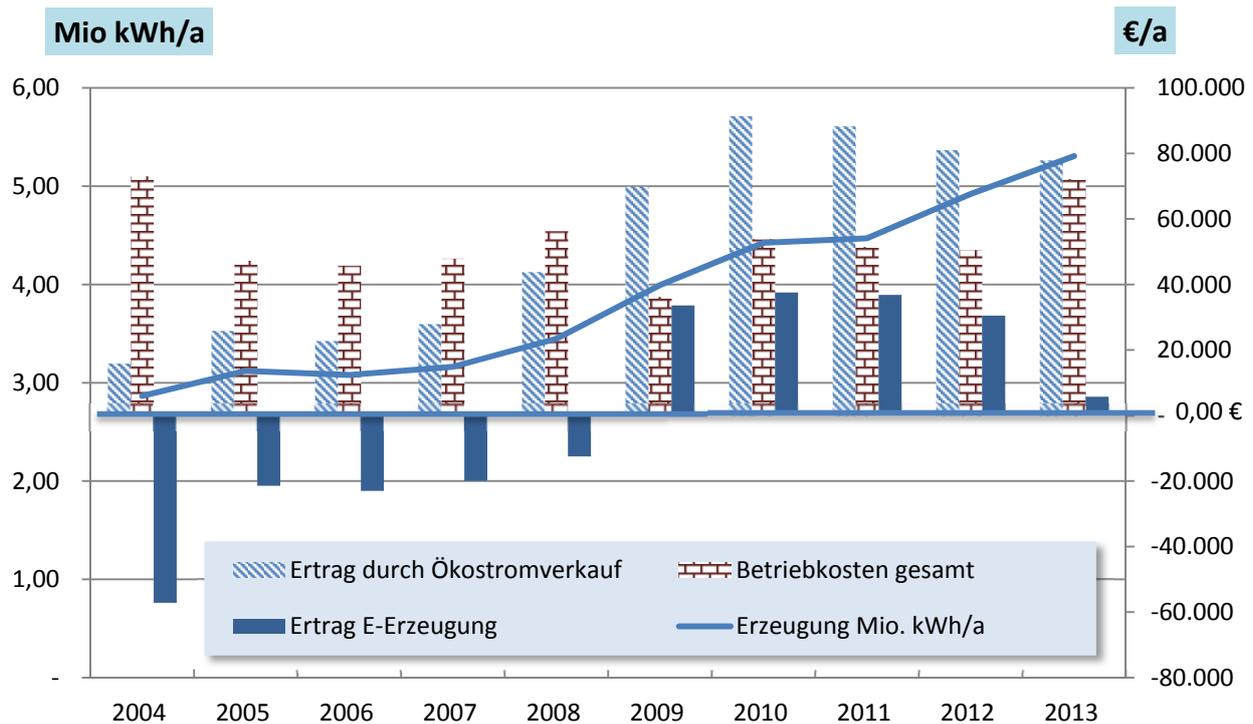


Abbildung 7: Jahresenergieerzeugung und Ertrag Ökostromverkauf

Anm.: Bei allen Betrachtungen im Kapitel 5.3 wurden die Kapitalkosten nicht berücksichtigt.

## 6 Abwasserbenchmark zur Überprüfung der Kosteneffizienz

Die Kosten- und Leistungsrechnung ist für die Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen ein wichtiges Instrument, um Kostenentwicklungen bei Prozessen oder bestimmten Anlagen zu erkennen, und Entscheidungen zu treffen, ob eine Reparatur oder Neuinvestition notwendig ist.

Die Kosten- und Leistungsrechnung alleine sagt jedoch noch nichts aus, wie Kosteneffizient Prozesse oder Anlagen arbeiten. Deshalb sollte man sich mit gleichartigen Betrieben (Verbänden) vergleichen!

Um die ermittelten Zahlen aus der Kostenrechnung vergleichbar zu machen, müssen diese aber einer Qualitätskontrolle unterliegen.

Im Abwasserbereich gilt dabei:

- Einhaltung der Gesetze bzw. geforderten Reinigungsziele
- plausible Stoffstrom- und Massenbilanzen (CSB, N, P, TS, oTS)
- gleiche Bezugseinheiten (EW110, EW120, EW60)

In der kommunalen Abwasserwirtschaft besteht nun schon seit 10 Jahren die Benchmark-Plattform, bei der sich Abwasseranlagen (Kanalisation und/oder Abwasserreinigungsanlagen), in unterschiedlichen Größenklassen, miteinander vergleichen können

Ziel ist es, die bestmögliche Leistung zu den minimalsten Kosten zu ermitteln und diese Kosten-Leistungs-Effizienz auf andere zu übertragen.

Der Einstieg in die Benchmark-Plattform ist für Abwasserreinigungsanlagen, die bereits eine Kosten- und Leistungsrechnung als internes Rechnungsinstrument eingeführt haben, mit relativ geringem Zeitaufwand verbunden. Anlagen die noch keine Kosten- und Leistungsrechnung haben, müssen einen Anlagenspiegel erfassen und zumindest eine Kostenstellenzuordnung in der Buchhaltung und in der Zeiterfassung einführen.

Eine individuelle Kosten- und Leistungsrechnung ist bei Teilnahme am Benchmark-Projekt bereits enthalten. Die Zuteilung der Sachkonten zu den Kostenarten erfolgt beim Import der Journaldaten über eine vorher definierte Schnittstelle.

Mit der Teilnahme am Benchmark bekommt der Betreiber einer Abwasserreinigungsanlage eine Darstellung seiner spezifischen Kosten im Vergleich mit gleichwertigen Anlagen in der jeweiligen Größenklasse, und somit eine wertvolle Information über die Kosteneffizienz aller Prozesse. Diese Information dient neben der Kosten- und Leistungsrechnung auch als Basis für weitere Investitionsentscheidungen.

Effizienzkennzahlen Prozess 2.3	Benchmark ARA	Teilnehmer	Visualisierung	25 % < als	75 % < als
Visualisierung von 0 bis 75 %-Wert der Prozesskosten der Gruppe					
spez. Prozesskosten [Euro/EW-CSB110/a]	0,37	0,37		0,12	0,33
spez. Material und Stoffkosten [Euro/EW-CSB110/a]	0,25	0,25		0,00	0,04
spez. Chemikalienkosten [Euro/EW-CSB110/a]	0,04	0,04		0,00	0,00
spez. Personalkosten [Euro/EW-CSB110/a]	0,11	0,11		0,03	0,13

Abbildung 8.: Beispiel von Effizienzkennzahlen im Teilprozesse 2.3 (BHKW)

Durch eine regelmäßige Teilnahme am Benchmark erhält man eine gute Übersicht über den Kostenverlauf seiner Anlage im Vergleich zur Gruppe und zum Benchmark. In der Abbildung 9 ist erkennbar, dass die normalen Preissteigerungen vom Betriebsjahr 2004 bis 2009 durch Effizienzmaßnahmen abgefangen wurden. Da ab 2010 kaum noch Verbesserungsmaßnahmen möglich waren, stiegen die spezifischen Betriebskosten, trotz ökonomischer und effizienter Betriebsführung an.

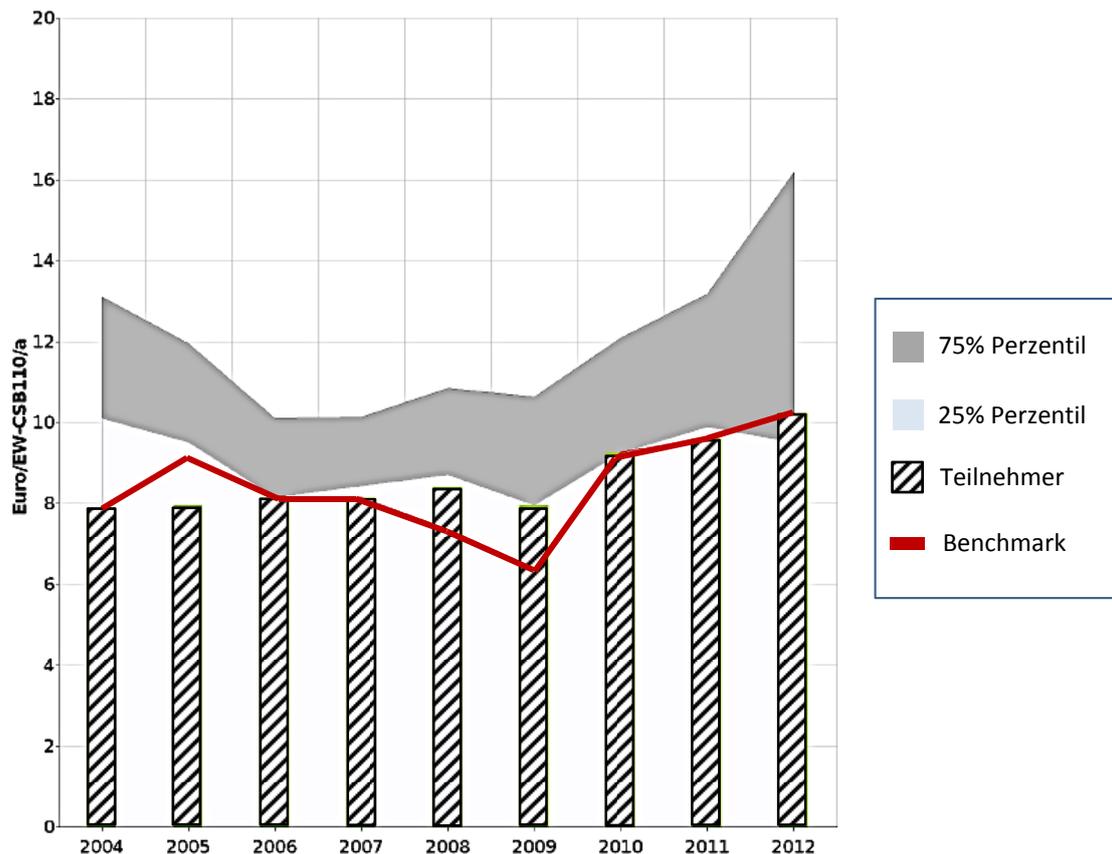


Abbildung 9: Betriebskosten verglichen mit der Gruppe und BM im Zeitverlauf

## 7 Zusammenfassung

Neben der Finanzbuchhaltung ist die Kosten- und Leistungsrechnung sowie die Anlagenbuchhaltung ein wichtiges Instrument zur betriebswirtschaftlichen Führung von Abwasserentsorgungsanlagen. Der Betreiber gewinnt dadurch Wirtschaftsdaten, die Auskunft darüber geben, welche Kosten eine Kostenstelle (Prozess oder Anlage) verursacht. Die Kosten werden dabei in Kostenarten gruppiert, wodurch im Detail Aussagen darüber getroffen werden können, wie hoch zum Beispiel die Material- und Stoffkosten, Personalkosten oder

Energiekosten sind. Daraus sollten Strategien zur Kostenoptimierung durch Austausch von besser geeigneten Komponenten, anderen Betriebsweisen, Umstellung von Betriebsmitteln, usw. abgeleitet werden. Die Daten der Kosten- und Leistungsrechnung liefern die Grundlage für die Kalkulation und Nachkalkulation der Gesamtanlage oder einzelner Prozesse und sind somit unverzichtbar für diverse Investitionsentscheidungen.

Um zusätzlich die Kosteneffizienz von Anlagen und Prozessen zu überprüfen bzw. nachzuweisen, sollte sich ein Anlagenbetreiber einem wirtschaftlichen Vergleich, durch die Teilnahme am Abwasser-Benchmarking unterziehen. Bei diesem wirtschaftlichen Vergleich, welcher qualitäts- und plausibilitätsgeprüft ist, werden konkrete Einsparpotentiale für Anlagen anhand eines Benchmark (-bereiches) aufgezeigt. Ein Anlagenbetreiber, der sich im Benchmarkbereich oder nahe daran befindet, bekommt dabei veranschaulicht warum er wirtschaftlich so gut dasteht. Jener Anlagenbetreiber, der über dem Benchmarkbereich liegt und damit Verbesserungspotentiale aufweist, hat mit dem Benchmark-Tool die Möglichkeit seine Kostensenkungspotentiale anhand Vergleichsdaten zu erkennen, und kann damit Maßnahmen für Investitionsentscheidungen treffen.

## **8 Literatur**

ÖWAV-Arbeitsbehelf 41 (2013): „Grundlagen und Aufbau der Kosten- und Leistungsrechnung in der Abwasserentsorgung“

Benchmarking in der Abwasserwirtschaft: <http://www.abwasserbenchmarking.at>

S. Lindtner (2004) Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen, Wiener Mitteilungen, Band 189

B. Wett, J. Dengg (2006) Verfahrens- und Betriebsoptimierung am Beispiel der ARA-Strass, Wiener Mitteilungen Betriebserfahrungen moderner Anlagen, Band 195

### **Korrespondenz an:**

Christian Fimml

Abwasserverband Achantal-Inntal-Zillertal

6261 Strass 150

+43 5244 65118 11

[fimml@aiz.at](mailto:fimml@aiz.at)

# **Korrosion in Faulbehältern aus Stahlbeton und Maßnahmen der Instandsetzung**

Constanze Hanekrad, Rolf König und Dieter Wolz

Weber-Ingenieure GmbH, Pforzheim

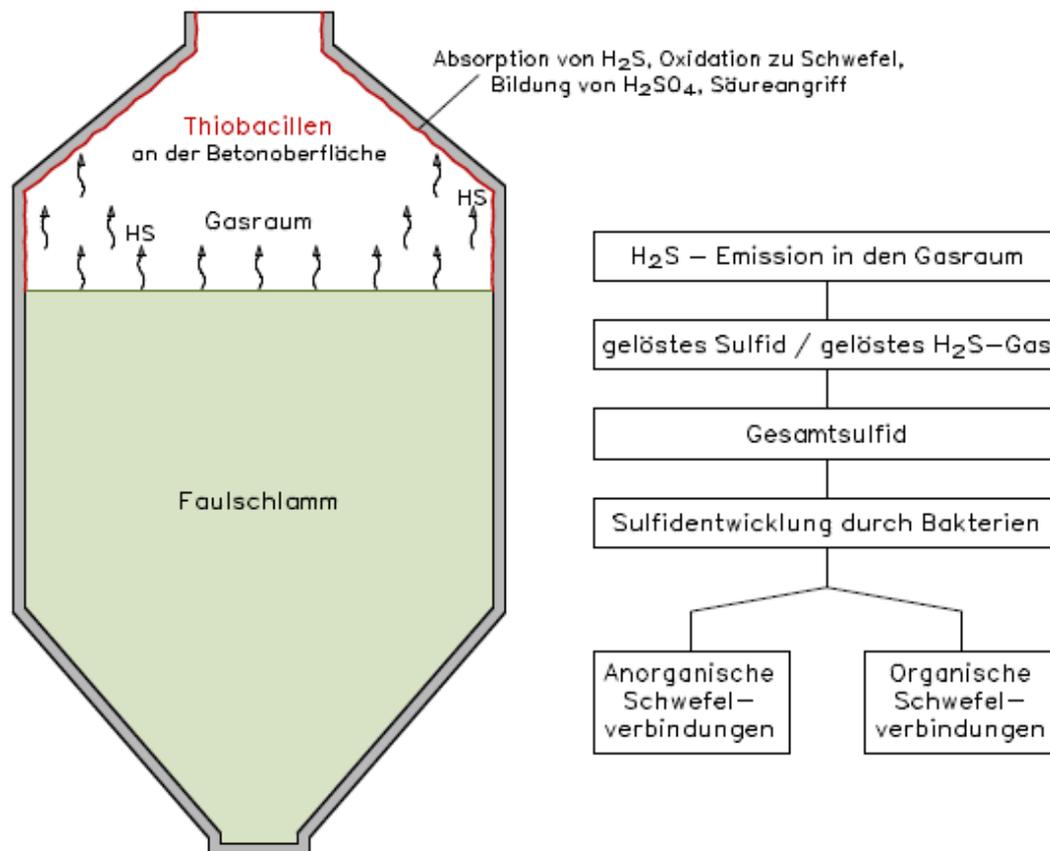
## **1 Einleitung:**

In Deutschland sind nach einer Abschätzung zurzeit ca. 1.450 Kläranlagen mit ein- oder zweistufigen Faulungsanlagen ausgerüstet [1]. In Österreich sind es ca. 160 Anlagen. Diese sind das Kernstück der anaeroben Schlammbehandlung und unverzichtbar zur Stabilisierung und Reduzierung der Masse des anfallenden Rohschlammes. Die Ausführung erfolgte in der Vergangenheit in der Regel als kegelförmige und eiförmige Behälter aus Stahlbeton mit einer Fassadenverkleidung. Zylindrische Behälter mit flacher Sohle sind erst in jüngster Zeit eine alternative Bauform [1]. In geringem Umfang sind auch Behälter aus Stahl im Einsatz.

Dieser Beitrag befasst sich ausschließlich mit Faulbehältern aus Stahlbeton und den darin vorkommenden Korrosionsvorgängen.

## **2 Einwirkung auf die Faulbehälterinnenwand und Schadensursachen**

Faulbehälter werden nutzungsbedingt im Behälterinneren in einen Gasraum und eine Schlammzone unterteilt. Aufgrund der vorhandenen Beaufschlagung mit Faulschlamm bzw. Faulgasen kommt es zu unterschiedlichen Angriffen auf die Behälterhülle aus Stahlbeton:



**Schlammzone:** Da der Faulschlamm verschiedene Stoffe wie z. B. Chloride, Sulfate und andere gelöste Salze enthält, können diese als korrosionsfördernde Stoffe in den Beton eindringen. Während die Chloride eine Korrosion an den Bewehrungsstählen auslösen können, bewirkt die chemische Reaktion der Sulfate mit Bestandteilen des Zementsteins durch Treiberscheinungen eine stetige Zerstörung desselben. In den gültigen Vorschriften [2-6] werden für beide Stoffe eindeutige Grenzwerte genannt, bis zu denen der Gehalt im Beton als unkritisch eingestuft wird.

**Gasraum:** Hier wird die Betonschädigung hauptsächlich durch die biogene Schwefelsäurekorrosion (BSK) ausgelöst, die neben chemischen Reaktionen auch durch mikrobiologische und bauphysikalische Vorgänge beeinflusst wird.

Das bei der Ausfäulung des Klärschlammes entstehende Faulgas besteht im wesentlichen aus Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ), sowie geringen Anteilen von Schwefelwasserstoff ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Der Schwefelwasserstoff entsteht aus den im Abwasser bzw. Klärschlamm enthaltenen Aminosäuren (Eiweißstoffe). Schwefel oxidierende Bakterien („Thiobazillen“), die auf dem feuchten Beton leben, setzen bei der Energiegewinnung elementaren Schwefel zu schwefeliger Säure

( $\text{H}_2\text{SO}_3$ ) und Schwefelsäure ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) um. Diese hat einen pH-Wert deutlich unter 5. Da die Gastemperatur im Faulbehälter höher als die Temperatur der Betonwand ist, kann der Taupunkt unterschritten werden. Die Folge ist eine Kondensatbildung und somit eine feuchte Betonwand. In Verbindung mit höheren Temperaturen wird die Säurebildung stark beschleunigt. Ein Säureangriff auf Beton führt schon bei pH-Werten von 6,5 zu einer nachweislichen Zerstörung des Zementsteins. Der Zementstein wird abgebaut und die Betondeckung über dem Bewehrungsstahl langsam, aber stetig reduziert, so dass es bei längerem Säureangriff auch zur Korrosion des Bewehrungsstahls kommen kann. Dies kann in besonders schweren Angriffsfällen die Tragfähigkeit des betreffenden Bauteils erheblich verringern.

Die biogene Schwefelsäurekorrosion stellt somit einen gravierenden Schadensmechanismus dar, bei dem der Grad der Angriffsstärke von großer Bedeutung ist. Bis heute gibt es keine eindeutigen und messbaren Parameter für den Grad der Belastung durch die biogene Schwefelsäurekorrosion auf den Beton und auch keine Messverfahren hierzu. Diese Thematik wird derzeit im Rahmen einer Forschungsarbeit des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft der TU München in Zusammenarbeit mit der Weber-Ingenieure GmbH untersucht.

### **3 Nachweis und Analyse der biogenen Schwefelsäurekorrosion in Abwasseranlagen**

Das Forschungsprojekt dient der Entwicklung eines standardisierten, biologisch-chemischen Testsystems zum Nachweis und zur Analyse der biogenen Schwefelsäure-Korrosion (BSK) in Abwasseranlagen und insbesondere in Faulbehältern.

Das Forschungsprojekt wird vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) für den Zeitraum von drei Jahren bis ins Jahr 2015 unterstützt.

Derzeit gibt es keine Möglichkeit, einen BSK-Angriff eindeutig zu bestimmen. In Kanälen wird versucht, die BSK anhand eines Säurenachweises zu ermitteln. Dazu wird der pH-Wert der Betonoberfläche untersucht. Mit diesem Schnelltest (pH - Indikatorstäbchen) kann jedoch nur nachgewiesen werden, dass Säure im System entstanden ist. Eine Aussage über einen tatsächlichen biogenen Angriff ist aber nicht möglich. Im Faulbehälter wäre dieser Test nur im leeren und gereinigten Zustand möglich, hier würde der Säurenachweis nicht mehr funktionieren.

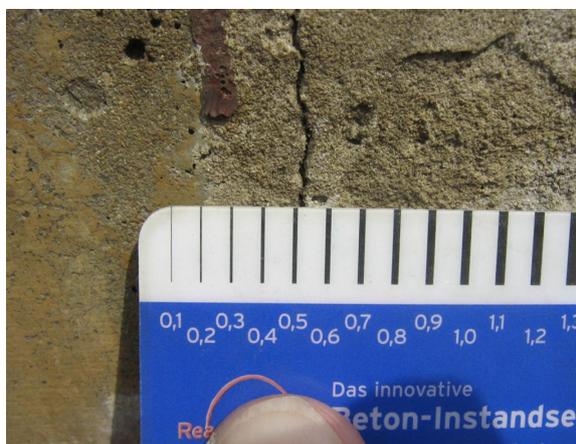
Des Weiteren existieren zurzeit keine Methoden zur Bestimmung der Korrosionsrate und damit sind auch keine genauen Aussagen zu Reststandzeiten der von BSK betroffenen Bauwerken möglich.

Ziel dieses Forschungsprojektes ist es, die für die BSK verantwortlichen Organismen, die Sulfat-reduzierenden, sowie die Sulfid- und Schwefel-oxidierenden Bakterien (SRB bzw. SOB) nachzuweisen und eine sichere Berechnung der Reststandzeit der Bauwerke auf Grund des Angriffs durch BSK zu erstellen. Hierfür muss eine Probeentnahme entwickelt werden, die nicht nur einen Nachweis über die verantwortlichen Bakterien ermöglicht, sondern auch quantitative Parameter für die Korrosionsrate liefert. In entsprechenden Simulationskammern, in denen Bedingungen wie z.B. in einem Faulbehälter anzutreffen sind, werden verschiedene Betonproben mit den entsprechenden Bakterien angeimpft, um weitere Parameter für die Berechnung zu gewinnen.

Mithilfe des neu zu entwickelnden Testverfahrens wäre es erstmals möglich, einen BSK-Angriff eindeutig quantitativ zu beurteilen und eine sichere Aussage über die Restnutzungsdauer der Bauwerke zu treffen.

#### 4 Einwirkung auf die Faulbehälteraußenwand und Schadensursachen

Neben den Einwirkungen im Innern unterliegt auch die Außenhaut des Faulbehälters Belastungen im Speziellen durch kurzfristige Temperaturänderungen infolge Sonneneinstrahlung und Tag/Nachtwechsel. Diese thermischen Beanspruchungen können zur Rissbildung insbesondere am Domschacht des Faulbehälters führen und stellen auch ein nicht unwesentliches Schadensbild an Faulbehältern dar.



Abbildungen 1 und 2: Riss an der Außenseite des Domschachtes mit einer Breite bis 0,5 mm

## 5 Untersuchungen und Prüfungen

Aufgrund der vielfältigen Schadensmechanismen kommt der Zustandsbewertung von Faulbehältern nach jahrelangem Betrieb eine große Bedeutung zu. Die planmäßige Nutzung der Faulbehälter kann zu den vorab beschriebenen Schäden führen, sodass im Fall einer Instandsetzung eine gründliche Zustandsanalyse in Form einer betontechnologischen Untersuchung vorgeschaltet werden sollte. Diese gibt dem im Fall einer Planung erforderlichen Sachkundigen Planer Aufschluss über den Bauwerkszustand und dient als fundierte Grundlage für das weitere Vorgehen. Die Kosten- und Planungssicherheit für notwendige Ausschreibungen werden deutlich erhöht.

Grundlage für dieses Vorgehen bilden folgende Vorschriften in der gültigen Fassung:

- DIN EN 1504 „Produkte und Systeme für den Schutz und die Instandsetzung von Betontragwerken“, Teil 9: Allgemeine Grundsätze für die Anwendung von Produkten und Systemen
- Richtlinie der Österreichische Vereinigung für Beton- und Bautechnik „Erhaltung und Instandsetzung von Bauten aus Beton und Stahlbeton“
- ZTV-ING „Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Ingenieurbauten“, Teil 3, Massivbau – Abschnitt 4, Schutz und Instandsetzung von Betonbauteilen, Pkt. 1.4: Bestandsaufnahme
- Richtlinie des Deutschen Ausschuss für Stahlbeton, Teil 1, Allgemeine Regelungen und Planungsgrundsätze, Pkt. 3: Planung.

Der Untersuchungsumfang im Behälterinnern und an der Außenwand sollte folgende Parameter enthalten:

- Betondruckfestigkeit
- Haftzugfestigkeit
- Chloridgehalt
- Sulfatgehalt
- Bewehrungsüberdeckung
- Zustand der Bewehrung
- Karbonatisierung
- Eventuell vorhandene Risse.

Für die Untersuchungen ist die Außerbetriebnahme des Faulbehälters unerlässlich. Die daraus entstehenden Kosten und Aufwendungen für den Betreiber sind hoch. Hinzu kommen bei einer konventionellen Durchführung noch die Kosten für ein zu stellendes Gerüst im Faulbehälterinnern. Dies führte in der Vergangenheit oft zu einem Verzicht auf diese Untersuchungen, sodass erst im Verlauf einer Instandsetzungsmaßnahme und auch nach der erfolgten Ausschreibung der Ist-Zustand des Behälters festgestellt wurde. Planungs- und Kostensicherheit sind bei dieser Vorgehensweise nicht gegeben.

Überlegungen zur möglichen Reduzierung des Zeit- und Kostenaufwandes für die zur Einhaltung der Vorschriften notwendigen Untersuchungen haben bei der Weber-Ingenieure GmbH zusammen mit der BBQ Bautechnik in Baden-Württemberg GmbH zur Entwicklung einer neuen Prüfmethode geführt. Die beton-technologischen Untersuchungen im gereinigten Behälterinnern werden mit Hilfe einer Abseiltechnik ausgeführt, so dass das Einrücken entfällt und die Untersuchung einschließlich dem fachgerechten Verschluss der Prüfstellen in der Regel einen Tag dauert. Folgende Voraussetzungen sind für dieses Vorgehen unerlässlich:

- Der Behälter muss leer und entgast sein.
- Die Untersuchung erfolgt aus Sicherheitsgründen durch mindestens drei Personen.
- Der Zugang von oben durch den Domschacht muss gewährleistet sein.
- Der Einstieg erfolgt von oben oder, falls vorhanden, durch das Mannloch.

Aus den im Beisein des „Sachkundigen Planers“ gewonnenen Prüfergebnissen lässt sich durch diesen zum einen der Ist-Zustand des untersuchten Behälters feststellen, zum anderen können notwendige Instandsetzungsmaßnahmen einschließlich der dafür erforderlichen Kosten sicher abgeleitet werden.

## **6 Beispiel einer Instandsetzung am Faulbehälter des Lehr- und Forschungsklärwertes Stuttgart-Büsnau**

Der Faulbehälter zeigte im Gasraum und am Domschacht das typische Schadensbild einer Biogenen Schwefelsäurekorrosion in Form von Betonabplatzungen, einer waschbetonartigen Betonoberfläche und korrodiertem Bewehrungsstahl.



Abbildungen 3 und 4: Blick in den Domschacht mit deutlichem BSK-Angriff

Das Vorgehen bei der Instandsetzung bestand in einem Abtrag des geschädigten Betons und dem Freilegen der teilweise stark korrodierten und somit nicht mehr tragfähigen Bewehrung. Geschädigte Bewehrung wurde ausgetauscht bzw. entsprechend den statischen Erfordernissen ergänzt.



Abbildungen 5 und 6: Freigelegte und gereinigte Bewehrung im Gasraum

Im Anschluss musste die entfernte Betondeckung über der Bewehrung mittels Spritzmörtel bzw. Spritzbeton wieder hergestellt werden. Um zukünftig einen erneuten BSK-Angriff auszuschließen, wurde abschließend eine BSK resistente Beschichtung (rot) appliziert.



Abbildungen 7 und 8: Applikation einer vollflächigen Reprofilierung mittels SPCC (links) und der BSK-resistenten Beschichtung

Der fachgerechte und erfolgreiche Einsatz BSK-resistenter Beschichtungen auf der Basis von Polymersilikaten erfordert neben geschultem Fachpersonal für die Verarbeitung eine genaue Kenntnis der Produkteigenschaften durch den Planer:

- Vorteile:
- Dampfdiffusionsfähig
  - Sehr hohe chemische Beständigkeit
  - Hohe Haftzugsfestigkeiten
  - Hoher Widerstand gegen Abrieb / Spülfestigkeit
  - Keine Osmoseprobleme
  - Hohe Beständigkeit gegen organische und anorganische Säuren
  - Helle Farbtöne
  - Baustellentauglich

- Nachteile:
- Keine oder nur geringe Rissüberbrückungsfähigkeit
  - Relativ raue Oberflächenstruktur

Da das Material bei hohen chemischen Beständigkeiten nur über geringe rissüberbrückende Eigenschaften verfügt, kommt der Untersuchung und Beurteilung vorhandener Risse im Rahmen der betontechnologischen Untersuchungen eine große Bedeutung zu. Da auftretende Risse immer auch in Zusammenhang mit dem statischen System des Bauwerkes und der Bewehrung

zu sehen sind, empfiehlt sich auch dahingehend eine Überprüfung durch den Tragwerksplaner vorzugsweise unter zu Hilfenahme der Bestandsunterlagen (Statik und Bewehrungspläne).

## 7 Statische und konstruktive Aspekte

Bauwerksalter: Bei der Instandsetzung von Faulbehältern aus Stahlbeton müssen die baulichen Voraussetzungen hierfür geklärt sein. Hintergrund ist das Bauwerksalter. Der Schwerpunkt des Errichtungszeitraums dieser Bauwerke lag in den 1960er und 1970er Jahren im Zuge des Kläranlagenbaus in Deutschland. Viele Faulbehälter haben heute also ein Alter von 40 – 50 Jahren und mehr.

Die statischen Berechnungen und die Konstruktion erfolgten nach dem damaligen Stand der Technik.

Stand der Technik früher und heute: Planungsgrundlage für Stahlbetontragwerke war damals die ÖNORM B4700 [4] für Österreich und die DIN 1045 [5] für Deutschland. Die mehrfache und grundlegende Überarbeitung dieser Normen dokumentiert einen gravierenden Wandel der Erkenntnisse, insbesondere bezüglich der Dauerhaftigkeit von Stahlbetonkonstruktionen. Heute ist der EURO-CODE II anzuwenden.

Wesentliche Defizite bestehen bei den vorhandenen Behälterbeständen aus dieser Zeit daher heute bei der

- Betongüte (Druckfestigkeit, Widerstandsfähigkeit)
- Betondeckung
- Rissbreitenbegrenzung

Besonderes Augenmerk ist auf die zu erwartende Rissbildung an der Stahlbetonhülle des Behälters zu legen. Die Rissüberbrückungseigenschaften des gewählten Beschichtungssystems müssen den maximal auftretenden Rissbreiten entsprechen.

### **Belastungen und Einwirkungen aus statischer Sicht:**

Hauptbelastung ist die Befüllung mit Schlamm. Hierdurch entstehen große Ringzugkräfte mit entsprechendem Risse verursachendem Potential.

Wesentlich ist auch die Temperaturbeanspruchung aus der Beheizung des Schlammes.

Änderungen der Betriebsbedingungen (Füllhöhe, Überdruck, Betriebstemperatur) können schnell zu maßgeblichen Überlastungen führen.

Viele Behälter haben am Kopf Stahlbetonaufbauten ohne Wärmedämmung und ungedämmte Stahldeckel. Solche Konstruktionen führen zu großen Zwangsbeanspruchungen aus Temperatur und sollten unbedingt nachträglich gedämmt werden.



Abbildungen 9 und 10: Faulbehälterkopf am Faulbehälter Günzburg vor der Instandsetzung (links) und rechts nach dem Aufbringen der Wärmedämmung einschließlich der Blechverkleidung

Die Überprüfung der Behälterstatik ist also unbedingt erforderlich.

### **Bauweisen von Behältern:**

Große Behälter (Eiform) sind in der Regel vorgespannt und haben keine Probleme mit Rissbildungen. Hier sollte vor einer Sanierung die Funktionsfähigkeit der Spannglieder und Endverankerungen überprüft werden.

Mittlere und kleinere Behälter sind in der Form zumeist aus Dachkegel, Zylinderteil und Bodenkegel zusammengesetzt (Standardtyp des Stahlbeton-Faulbehälters).

In der Vergangenheit wurde der Zylinderteil z.T. im sogenannten Wickelverfahren vorgespannt. Solche Behälter sind bei Spannkraftverlust und Korrosionsproblemen nicht wirtschaftlich sanierbar.



Abbildungen 11 und 12: Abbruch eines Faulbehälters auf der Kläranlage Pforzheim mit in Wickeltechnik vorgespannter, korrodierter Zylinderbewehrung

Der allergrößte Teil dieses (Standard-) Behältertyps ist schlaff armiert und muss auf die zu erwartende Rissbildung überprüft werden.

Die Betriebstechnik ist gegenüber früheren Zeiten quasi unverändert. Lediglich die Durchmischungs-technik hat sich geändert. Auswirkungen in statisch-konstruktiver Hinsicht ergeben sich hieraus nicht.

### **Statische Nachweise:**

Eine umfassende statische Überprüfung setzt voraus, dass Bestandsunterlagen (Statische Berechnung, Schal- und Bewehrungspläne) zur Verfügung stehen. Nachträgliche Erhebungen sind nur sehr begrenzt möglich und die Begutachtung des entleerten Behälters liefert nur wenige Informationen, da evtl. Risse in diesem Zustand wieder geschlossen sind.

Falls keine Unterlagen vorhanden sind, müssen alle zur Verfügung stehenden Informationen bewertet und eine Risikobeurteilung durchgeführt werden. Vorhandene Standsicherheitsnachweise sollten durch räumliche Finite Element-Berechnung überprüft werden

Die damaligen Berechnungen mussten mit sehr viel Aufwand von Hand durchgeführt werden und waren nicht immer flächendeckend. Defizite können z.B. im Dachkegelbereich infolge Auftriebs vorhanden sein.

### **Instandsetzungsmöglichkeiten:**

Der BSK-Angriff im Gasraum von Faulbehältern macht den Einsatz von speziellen Beschichtungen erforderlich. Beim "Standardtyp" des Behälters mit schlaff armiertem Dachkegel sollte die zu erwartende, maximale Rissbreite bekannt sein. BSK-beständige, erprobte Beschichtungssysteme können Rissbreiten bis max. 0,15 mm überbrücken.

Avisiert sind Beschichtungssysteme mit einer Rissüberbrückung bis ca. 0,5 mm. Diese Eigenschaften sind aber noch nicht nachgewiesen bzw. im Einsatz bestätigt.

Bei größeren Rissbreiten verbleibt als Lösung die Änderung bei Betriebsbedingungen (z.B. die Absenkung des Schlammspiegels) oder der Teilumbau des Behälters. Hierbei wird der Dachkegel durch einen kurzen Zylinderteil mit Flachdecke volumengleich ersetzt.

Eine sinnvolle Begrenzung der Rissbreiten im Gasraum sollte in jedem Fall angestrebt werden, da durch den minimalen Sauerstoffeintrag im Rissbereich die biogene Schwefelsäurekorrosion mit ausgelöst werden kann.

In den folgenden Bildern ist die Zerstörung des Dachkegels an einem ca. 1965 auf der Kläranlage Wendlingen errichteten Faulbehälter infolge verändertem Betriebsdruck und Konstruktionsfehlern dargestellt. Nach eingehender Untersuchung und Überprüfung der statischen Gegebenheiten war eine Instandsetzung nicht mehr möglich und man entschied sich für den Abbruch des Dachkegelbereiches und für einen anschließenden Neuaufbau der Zylinderwand mit eingehängter Flachdecke. Im Gasraum wurde eine BSK-resistente Beschichtung appliziert.



Abbildungen 13 und 14: Riss im Dachkegel und Abbruch des Kegels



Abbildungen 15 und 16: Ansicht des Abbruchs und Außenansicht mit Arbeitsgerüst



Abbildungen 17 und 18: Betonieren der erhöhten Zylinderwand und Blick auf den fertiggestellten Faulbehälterkopf und den benachbarten Faulbehälter

## 8 Verfahrenstechnische Aspekte

Zusätzlich zu den vorgenannten Fragestellungen sollten vor einer geplanten Instandsetzung eines Faulbehälters unbedingt auch die verfahrenstechnischen Voraussetzungen geklärt werden. Vom sachkundigen Planer sind evtl. zusätzliche Ingenieurleistungen zu organisieren:

- Überprüfung einer Sanierung / Modernisierung der technischen Ausrüstung, da der Behälter i. d. R. nur alle 15 – 20 Jahre entleert wird.
- Erstellen einer Gefährdungsbeurteilung für die Betriebszustände bei der Entleerung.
- Exschutz-Dokumentation der Schlammfäulung/Gasverwertung für die Außerbetriebnahme.
- Sicherheitskonzept Außerbetriebnahme/ Wiederinbetriebnahme.
- Sicherheitstechnische Unterweisungen und Begleitung.
- Kostenschätzung für die Provisorien und zusätzlichen Betriebskosten während der Außerbetriebnahme.
- Mitwirken bei Entleerung/Inbetriebnahme.
- Mitwirken bei Prüfung nach Instandsetzung (Verfahrenstechnik, EMSR, Blitzschutz).
- Dokumentation.

## 9 Zusammenfassung

Es lässt sich feststellen, dass die Beurteilung des Bauwerkszustandes vorhandener Faulbehälter und daraus abzuleitende evtl. erforderliche Instandsetzungs- oder Umbaumaßnahmen ein komplexes Thema sind, das für sowohl Betreiber, als auch Planer und Ausführende eine anspruchsvolle Aufgabe darstellt.

## 10 Literaturverzeichnis

- [1] Dieter Wolz, Rolf König, Franz Schneider, Falk Künzel und Peter Baumann -  
Fachbeitrag „Betoninstandsetzung von Faulbehältern“ in: Korrespondenz Abwasser  
und Abfall, 10/2010
- [2] Österreichische Vereinigung für Beton- und Bautechnik: Richtlinie „Erhaltung und  
Instandsetzung von Bauten aus Beton und Stahlbeton, Wien Dezember 2003
- [3] Deutscher Ausschuss für Stahlbeton: DAfStb- Richtlinie „Schutz und  
Instandsetzung von Betonbauteilen“ – Teil 1:Allgemeine Regelungen und  
Planungsgrundsätze, Teil 2: Bauprodukte und Anwendung, Teil 3: Anforderungen  
an die Betriebe und Überwachung der Ausführung, Beuth, Berlin Oktober 2001
- [4] ÖNORM B 4700 (2001)  
Stahlbetontragwerke - EUROCODE-nahe Berechnung,  
Bemessung und konstruktive Durchbildung, Ausgabe 2001-06-01,  
Österreichisches Normungsinstitut (ON), Wien 2001DIN 1045: 2008-08:
- [5] DIN 1045: 2008-08: Tragwerke aus Beton, Stahlbeton und Spannbeton – Teil 2:  
Beton – Festlegung, Eigenschaften, Herstellung und Konformität –  
Anwendungsregeln zu DIN EN 206-1 , Beuth, Berlin 2008
- [6] Merkblatt DWA-M 211: Schutz und Instandsetzung von Betonbauwerken in  
kommunalen Kläranlagen, Hennef 2008

### **Korrespondenz an:**

Constanze Hanekrad  
Rolf König  
Dieter Wolz

Weber-Ingenieure GmbH  
Bauschlotter Straße 62  
75177 Pforzheim

Tel.: 07231/583-0

Mail: [info@weber-ing.de](mailto:info@weber-ing.de) <http://www.weber-ing.de>



# **Emissionen von Kläranlagen im derzeitigen Blickpunkt - neue Substanzklassen im Fokus**

Norbert Kreuzinger und Heidemarie Schaar

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

**Abstract:** Neben der Entfernung der traditionellen Abwasserinhaltsstoffe Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor werden heute auch andere Substanzen und Substanzklassen in Verbindung mit Abwasserreinigung diskutiert. Während Untersuchungen zur Thematik der organischen Spurenstoffe bereits weit fortgeschritten sind und auch Technologien zu deren weitergehender Entfernung auf Kläranlagen untersucht sind, stellen die Themenbereiche Antibiotikaresistenzen und Nanopartikel noch junge Forschungsbereiche im Zusammenhang mit Abwasserreinigung dar. Diese drei Bereiche werden bei der Realisierung zukünftiger Reinigungsverfahren nach dem Stand der Technik eine zentrale Position einnehmen. Dieser Beitrag soll fachliche Grundlagen zur Beschäftigung mit diesen drei Themenbereichen liefern.

**Key Words:** organische Spurenstoffe, Antibiotikaresistenzen, Nanopartikel

## **1 Einleitung**

Der gesellschaftliche und gesetzliche Auftrag an die Abwasserreinigung besteht in der Entfernung von durch den Menschen verursachten Verunreinigungen im gebrauchten Wasser vor der Rückgabe desselben an die Natur, sodass es zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung der Gewässer sowie der Wasserressourcen allgemein kommt und diese somit einen guten Zustand aufweisen. Wesen der Beeinträchtigung sowie die Definition des guten Zustandes sind mit dem Kenntnisstand in der Gewässerökologie sowie der Toxikologie gekoppelt und entwickeln sich permanent weiter, was auch in den daraus resultierenden gesetzlichen Anforderungen sichtbar wird. Lagen die Anforderungen anfangs in akuten, direkt sichtbaren Auswirkungen von Abwassereinleitungen, wie der Entfernung von sauerstoffzehrenden Verbindungen (BSB) zur Reduktion der Saprobie in den empfangenden Gewässern und danach die Entfernung von Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor) zur Reduktion der Ammoniaktoxizität und Trophie in Gewässern, so gelangten nunmehr auch chronische, längerfristig wirkende Auswirkungen in den Fokus der qualitativen Betrachtungen und somit

auch der Abwasserreinigung. Abbildung 1 visualisiert die Weiterentwicklung der Themenbereiche bzw. Zielsubstanzen der Abwasserreinigung anhand eines permanent in Wachstum befindlichen Baums.

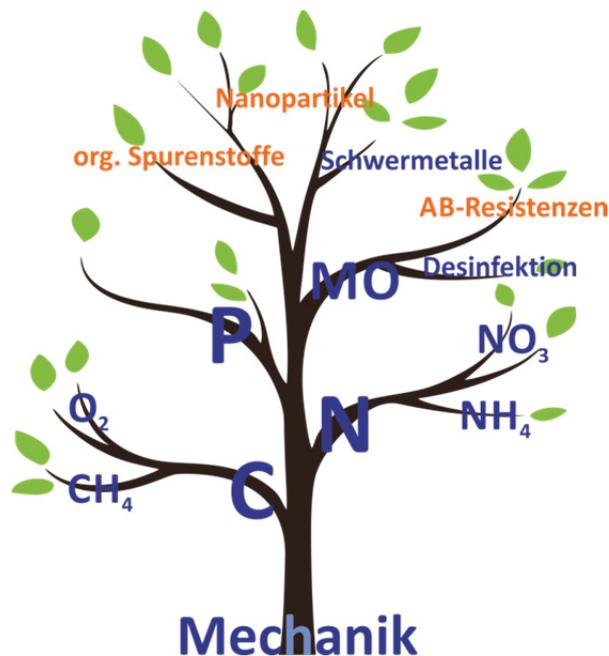


Abbildung 1: Entwicklung von Emissionsthemen auf Kläranlagen  
C = organischer Kohlenstoff, N = Stickstoff, P = Phosphor,  
MO = „Mikroorganismen“ im Sinne von Bakterien und Viren  
AB-Resistenzen = Antibiotika Resistenzen

Die Beschäftigung mit organischen Spurenstoffen weist nunmehr bereits eine längere „Tradition“ auf, wogegen in den letzten Jahren zwei weitere Themenbereiche in den Zusammenhang mit der Abwasserreinigung gebracht werden: die Thematik der Antibiotikaresistenzen und der Nanopartikel.

Die zahlreichen in der Praxis anzutreffenden verfahrenstechnischen Varianten der Abwasserreinigung stellen im Wesentlichen Varianten zur Optimierung von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorentfernung unter Berücksichtigung ökonomischer Aspekte wie Flächenbedarf, Betriebsmittel oder Ressourceneinsatz dar. All diese Varianten sind jedoch nicht dezidiert für die Entfernung von Spurenstoffen, Antibiotikaresistenzen oder Nanopartikel ausgelegt, wenn diese auch in einem variablen aber durchaus relevanten Umfang entfernt werden. Basierend auf diesen Erkenntnissen und der Feststellung von Schwachpunkten etablierter Reinigungstechnologien werden heute neue Technologien beforscht, die spezifisch für die gerichtete Entfernung dieser neuen Substanzklassen im Blickpunkt konzipiert sind.

Dieser Beitrag soll den in der Praxis der Abwasserreinigung verankerten Akteuren (Planer, Ausrüster, Betreiber aber auch Verwaltung) einen einführenden Einblick über diese neuen Themenbereiche geben.

## 2 Organische Spurenstoffe

### 2.1 Einleitung

Ausgehend vom analytischen Nachweis von Arzneimittelwirkstoffen und hormonell (endokrin) wirksamen Stoffen (im  $\mu\text{g/L}$ - bzw.  $\text{ng/L}$ -Bereich) in der aquatischen Umwelt und im Rohwasser der Trinkwasseraufbereitung erlangte das Thema Spurenstoffe in den 1990-er Jahren vermehrt an Bedeutung (siehe etwa: Halling-Sørensen *et al.* (1998); Daughton und Ternes (1999)). Für zahlreiche organische Spurenstoffe wurden Kläranlagen als eine der relevanten Eintragspfade identifiziert (Ternes 1998). Trotz teilweise hoher Entfernungsraten (zB natürliche Hormone) auf nach dem Stand der Technik bemessenen und betriebenen Anlagen liegen für zahlreiche organische Spurenstoffe die Restkonzentrationen im Ablauf über toxikologisch relevanten Werten, sodass sich in weiterer Folge die Forschung mit dem Entfernungspotential zusätzlicher, weitergehender Abwasserreinigungsverfahren beschäftigt.

Um in der Diskussion zum Thema Spurenstoffe einen wissenschaftlich fundierten Standpunkt vertreten zu können, haben auch die facheinschlägigen Verbände der D-A-CH-Länder (DWA, ÖWAV und VSA) Arbeitsgruppen und Fachgremien zur Spurenstoffproblematik eingerichtet. In Österreich findet die Bearbeitung des Themas im ÖWAV-Arbeitsausschuss „Spurenstoffe“ statt. Ziel des Ausschusses ist ein Erfahrungsaustausch zwischen den verschiedenen involvierten Fachbereichen, Öffentlichkeitsarbeit und die Erarbeitung von Positionspapieren. Das ÖWAV-Positionspapier ist 2013 in einer Langfassung sowie in einer einseitigen Kurzfassung erschienen und kann auf der Homepage des ÖWAV heruntergeladen werden (Link siehe ÖWAV 2013)

In Deutschland wird die Spurenstoffthematik von der Arbeitsgruppe KA-8.1 „Anthropogene Stoffe im Wasserkreislauf“ des Fachausschusses KA-8 „Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung“ bearbeitet. In der Schweiz gibt es im Kompetenzzentrum Abwasserreinigung eine Arbeitsgruppe "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen". Die Arbeitsgruppe mit Vertretern relevanter Akteure (BAFU, Kantonale Behörden, Kläranlageninhaber und -betreiber, Planungsbüros, Ausrüster und Forschung) hat einen nationalen und internationalen Erfahrungsaustausch im Bereich der technischen Verfahren zur Entfernung von Spurenstoffen zum Ziel. Sie soll sich mit Fragen, wie Verfahrensauswahl, Dimensionierung des Verfahrens oder der Überwachung des Betriebs und der Reinigungsleistung befassen.

## 2.2 Definition

Wie auch im ÖWAV – Positionspapier ausgeführt, wird der Begriff der organischen Spurenstoffe für organische Stoffe verwendet, die primär vom Menschen direkt oder indirekt in den Wasserkreislauf eingebracht werden und in der aquatischen Umwelt in äußerst geringen Konzentrationen ( $\mu\text{g L}^{-1}$  bzw.  $\text{ng L}^{-1}$  Bereich) vorkommen.

## 2.3 Problematik von Emissionen

In ihrer Anwendung werden die Substanzen für eine gezielte Wirkung eingesetzt. Diese Wirkung kann beispielweise die Haltbarkeit, Stabilität oder sonstige Produkteigenschaften zum Ziel haben, wie etwa Weichmacher in Kunststoffen und Flammschutzmittel in Textilien oder eine Unterstützung der Wirksamkeit einer anderen Verbindung, wie bei Lösungsvermittlern. Substanzen können auf andere Organismen als die Zielorganismen wirken und an diesen, auch über andere Wirkmechanismen, unerwünschte oder schädliche Effekte herbeiführen. Menschliche Sexualhormone können im Gewässer zum Beispiel die Ausbildung von Geschlechtsmerkmalen bei Muscheln und Schnecken ebenso wie bei Fischen beeinflussen, dadurch den Fortpflanzungserfolg der Tiere und so schließlich den Bestand von Populationen beeinträchtigen.

Für die Emission anthropogener Spurenstoffe können somit unerwünschte Auswirkungen auf aquatische Lebewesen und den Menschen nicht ausgeschlossen werden. Da das Vorhandensein einer Substanz alleine jedoch noch keinen Hinweis auf das Gefährdungspotential für Menschen und aquatische Lebewesen gibt, muss durch eine Risikobewertung, welche die Grundlage für ein sinnvolles Risikomanagement darstellt, herausgefunden werden, ob und wodurch Menschen und aquatische Lebewesen davon beeinträchtigt werden.

In Hinblick auf die Auswirkungen auf den Menschen muss zudem berücksichtigt werden, ob etwa die Aufnahme über das Wasser überhaupt einen relevanten Aufnahmepfad darstellt. Substanzen, die etwa in Körperpflegemitteln eingesetzt werden, oder in natürlicher Nahrung vorhanden sind, gelangen derart in wesentlich höheren Konzentrationen in den menschlichen Körper, als dies durch Trinkwasser je erfolgen könnte.

Aquatische Organismen können dagegen Zeit ihres Lebens den Spurenstoffen ausgesetzt sein, sodass bereits geringe Konzentrationen, die für den Menschen unbedenklich sind, zu chronischen Effekten führen können. Aus heutiger Sicht stellt sich die Frage nach den möglichen Auswirkungen der Spurenstoffe in

erster Linie im Bereich der aquatischen Ökosysteme und der Biodiversität. Die Frage, ob bzw. in welchem Ausmaß von den im Gewässer gemessenen Konzentrationen ein Risiko für die aquatische Umwelt ausgeht, kann aber zum jetzigen Zeitpunkt nicht eindeutig beantwortet werden.

Chemische Monitoring - Programme können nur mit enormem Aufwand die volle Palette von chemischen Schadstoffen, die in Wässern potentiell auftreten können, erfassen und sie erfassen auch nicht die Wirkung von verschiedenen Chemikalienmischungen oder ihren Umwandlungsprodukten. Zurzeit werden deshalb bioanalytische Werkzeuge, wie etwa zellbasierte Bioassays, die auch in der Chemikalienzulassung eingesetzt werden, als Ergänzung zu den chemischen Analysen vorgeschlagen. Obwohl sie nicht direkt Einzelstoffe bestimmen, kann man aber doch auf die Wirkung von Stoffen oder Stoffmischungen schließen. Derartige Labortests können etwa Auskunft über Genotoxizität, Neurotoxizität oder Estrogenität liefern.

## **2.4 Vorkommen im Ablauf von Kläranlagen**

Stoffe, die als Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt gefunden werden, sind fester Bestandteil unserer Gesellschaft und werden in praktisch allen Bereichen menschlicher Aktivitäten eingesetzt. Sie finden beispielsweise bei der Produktion von industriellen Gütern, als Zusatzstoffe in Baumaterialien, als Haushaltschemikalien, in Körperpflegemitteln, als Lebensmittelzusatz, in der Human- und Veterinärmedizin oder als Pflanzenschutzmittel Anwendung. Hierbei werden z.B. Inhaltsstoffe von Körperpflegemitteln (wie etwa Moschus-Duftstoffe und Stoffe zur Insektenabwehr), Arzneimitteln, Lebensmittelzusatzstoffen (künstliche Süßstoffe), Reinigungsmitteln (lineare Alkylsulfonate, Alkylphenolethoxylate, quaternäre Ammoniumverbindungen), technischen Produkten (z.B. Bisphenol A, Nonylphenol, Tributylzinn-Verbindungen) oder Materialschutzmitteln (z.B. Pestizide in Holzschutzmitteln oder Fassadenanstrichen) freigesetzt. Über die Sammlung von kommunalen, gewerblichen und industriellen Abwässern gelangen die Verbindungen auf die Kläranlagen. Art und Ausmaß der Emission von Spurenstoffen aus Haushaltschemikalien, Körperpflegemitteln, Baumaterialien und technischen Chemikalien werden größtenteils vom Verbraucherverhalten bestimmt. Spurenstoffe gelangen über direkte Anwendungen, wie etwa im Fall von Pflanzenschutzmitteln, über Waschwässer oder aus menschlichen und tierischen Ausscheidungen in den Wasserpfad.

Aufgrund der vielfältigen Anwendungen sind „Nullemissionen“ nicht möglich und es ist jedenfalls mit einem Auftreten dieser Stoffe im Abwasser zu rechnen.

In zahlreichen Veröffentlichungen werden Daten zur Emission organischer Spurenstoffe über Kläranlagenabläufe publiziert. Die umfangreichste internationale Untersuchung erfolgte 2010 in Zusammenarbeit mehrerer europäischer Labors (ua. unter Beteiligung des Umweltbundesamts in Wien). Die Ergebnisse dieser Monitoringstudie wurden 2012 veröffentlicht (Loos *et.al* 2012) und werden in weiterer Folge kurz angerissen. Die Studie untersuchte die Abläufe von 90 nach definierten Kriterien ausgewählten Kläranlagen in Europa und analysierte diese auf 160 organische und 20 anorganische Inhaltsstoffe im Spurenbereich.

Die Ergebnisse zum Vorkommen einzelner Substanzen im Ablauf von Kläranlagen in Europa (Abbildung 2) dokumentiert, dass bestimmte Substanzen im gesamten Gebiet der EU eingesetzt werden. Verbindungen wie Perfluoroalkyl Verbindungen (PFOA, PFH<sub>x</sub>A, PFHpA, PFOS), die unter anderem dazu verwendet werden, Materialien wie Textilien und Papier fett-, öl- und wasserfest zu machen oder für die Herstellung von Polymeren wie Teflon (siehe Gore-Tex®) verwendet werden, weisen ein generelles, europaweites Vorkommen auf, liegen jedoch im Ablauf in geringen Konzentrationen vor (Abbildung 3).

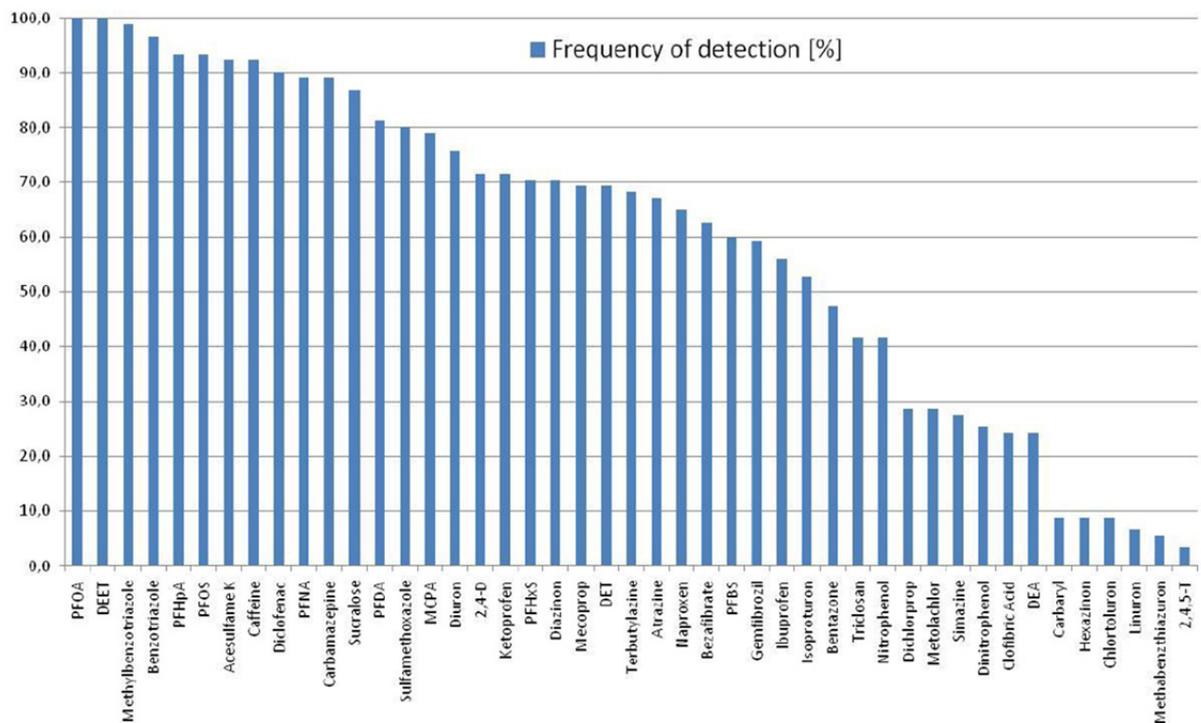


Abbildung 2: Nachweishäufigkeit organischer Spurenstoffe im Ablauf von 90 europäischen Kläranlagen (aus: Loos *et.al* 2012)

Neben den Perfluoroalkylen stellen die künstlichen Süßstoffe und etwa in Geschirrspülmitteln verwendete Korrosionsschutzmittel (Benzotriazol wird als Silberschutz in Geschirrspülmitteln eingesetzt) sowie pharmazeutische Wirkstoffe jene Substanzen dar, die am häufigsten nachgewiesen wurden.

Eine Betrachtung der Ablauf-Medianwerte (jene Konzentration, die in 50% der analysierten Ablaufkonzentrationen erreicht wurde; siehe Abbildung 3) zeigt, dass bei den Korrosionsschutzmitteln (Benzotriazol und Abbauprodukt) sowie den künstlichen Süßstoffen (Sucralose, Acesulfam) die höchsten Ablaufwerte gefunden werden. Erst dann folgt das auch als Abwassertracer verwendete Pharmazeutikum Carbamazepin. Hierbei handelt es sich insgesamt um Verbindungen, die bei der Abwasserreinigung nicht entfernt werden und somit im Zulauf der Kläranlage in ähnlichen Konzentrationen auftreten. Nennenswert ist auch noch die Konzentration des in Repellents verwendeten DEET (N,N'-Diethyltoluamide) sowie die Konzentrationen des Antibiotikums Sulfamethoxazol, die beide ebenfalls unter den „Top 10“ der ermittelten Mediankonzentrationen liegen.

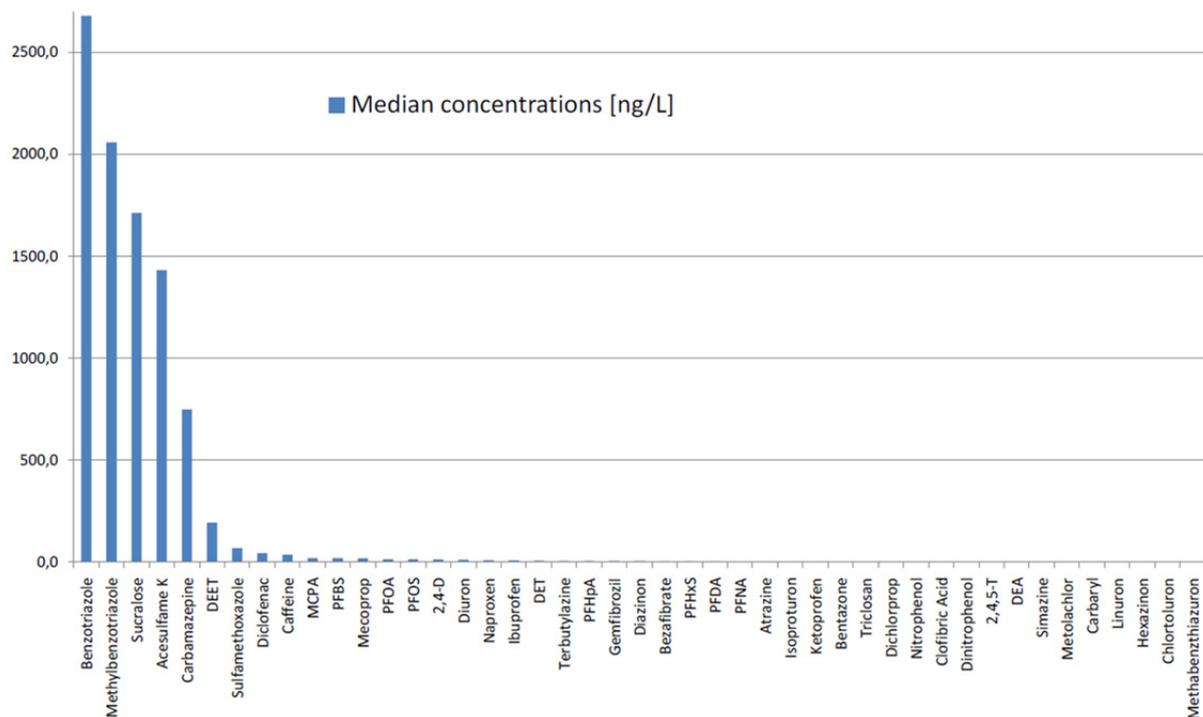


Abbildung 3: 50% Werte der Konzentrationen an organischen Spurenstoffen im Ablauf von 90 europäischen Kläranlagen in  $\text{ng L}^{-1}$  (aus: Loos *et.al* 2012)

## 2.5 Technologische Aspekte

Hinsichtlich technologischer Ansätze zur weitergehenden Entfernung organischer Spurenstoffe kann man generell zwischen chemisch-physikalischen, chemisch-oxidativen und rein physikalischen Prozessen unterscheiden. In der Trinkwasserreinigung sind diese Verfahren z. T. schon Stand der Technik und es liegen auch Betriebserfahrungen vor. Eine Umlegung auf die Abwasserreinigung erfordert primär aufgrund der deutlichen Unterschiede im behandelten Medium (z.B. Konzentrationsbereiche, Matrix, Tagesgänge) jedoch zusätzliche Untersuchungen. Im Folgenden sind einige Verfahren aufgelistet, die sich entweder einzeln oder in Kombination für die weitergehende Entfernung organischer Spurenstoffe anwenden lassen:

- **Adsorption an Aktivkohle**
  - Pulveraktivkohle (PAK)
  - Granulierte Aktivkohle (GAK)
- **Ozonung**
- AOP-Verfahren (advanced oxidation processes )
  - $O_3/H_2O_2$
  - $H_2O_2/UV$
  - UV
- **Membranfiltration**
  - Nanofiltration
  - UF

In der Praxis konzentrieren sich die Arbeiten auf die in der obigen Zusammenstellung hervorgehobenen Verfahren der Ozonung von gereinigtem Kläranlagenablauf und auf den Einsatz von Aktivkohle, die heute beide als geeignete Technologien zur weitergehenden Entfernung von organischen Spurenstoffen angesehen werden. Für eine genauere Beschreibung der beiden Technologien wird auf Schaar und Kreuzinger (2012) verwiesen, wo die Grundlagen der beiden Technologien eingehend beschrieben und diskutiert werden. An dieser Stelle soll in dem Zusammenhang kurz auf das aktuelle Forschungsprojekt „KomOzAk“ eingegangen werden, das sich unter Leitung der Autoren mit der Entfernung organischer Spurenstoffe mittels Ozonung und granulärer Aktivkohle befasst.

## 2.6 Das Projekt KomOzAk

Das Projekt findet unter der Leitung des Instituts für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft und Beteiligung der Projektpartner

- Donau Chemie AG  
(Industriepark Pischelsdorf; A-3435 Zwentendorf a.d. Donau),
- ebswien hauptkläranlage GesmbH (1110 Wien),
- Messer Austria GmbH (2352 Gumpoldskirchen),
- VA TECH WABAG GmbH (1200 Wien) und
- Xylem Service GmbH (D-32051 Herford)

statt und wird vom

- BMLUW Abteilung VII/6 (Fördernummer B202770) und
- BMLUW Abteilung VII/1 (Projektnummer 100927)

gefördert.

Das Projekt befasst sich mit der technischen Umsetzung einer Ozonung und Aktivkohleadsorption für die Entfernung organischer Spurenstoffe zur weitergehenden kommunalen Abwasserreinigung. Neben einem Vergleich der beiden grundlegenden Verfahren der Ozonung und Adsorption an granuläre Aktivkohle (GAK) werden verschiedene Varianten der Nachbehandlung im Zuge der Ozonung untersucht. Zusätzlich zu den wissenschaftlichen Fragestellungen stehen Aspekte der Bemessung, Steuerung und Regelung der beiden Technologien, dafür erforderliche Messtechnik und die Betriebsstabilität im Mittelpunkt. KomOzAk befasst sich primär mit verfahrenstechnischen, betrieblichen und wirtschaftlichen Grundlagen als Basis für weitere Entscheidungen in Hinblick auf eine potentielle Umsetzung weitergehender Reinigungsschritte auf kommunalen Kläranlagen. Zur Beantwortung der Fragestellungen wurde am Standort der Hauptkläranlage Wien eine Ozonanlage im großtechnischen Maßstab (Behandlung von bis zu  $140 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ) und eine GAK-Anlage im halbtechnischen Maßstab (Behandlung bis zu  $4 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ) errichtet.

Für Ozonung und Aktivkohleanwendung auf kommunalen Kläranlagen fehlen noch zentrale verfahrenstechnische, betriebliche und wirtschaftliche Grundlagen für eine sinnvolle und zielgerichtete Umsetzung. Diesem Defizit soll im gegenständlichen Projekt begegnet werden.

Der Schwerpunkt des Projektes KomOzAk liegt in der

- Schaffung verfahrenstechnischer, steuerungs- und regelungstechnischer Konzepte und Grundlagen
- Sammeln von Betriebserfahrungen in einem quasikontinuierlichen Betrieb
- Schaffung von belastbaren wirtschaftlichen Zahlen (Investitions- und Betriebskosten)

In Abbildung 4 ist der Aufbau der KomOzAk Versuchsanlage als CAD 3D Rendering dargestellt. Die Anlage ging im Spätherbst 2013 in Probebetrieb, der eigentliche Versuchsbetrieb wird mit Frühjahr 2014 starten. Über die Projektergebnisse wird zum gegebenen Zeitpunkt berichtet werden.



Abbildung 4: Rendering der „KomOzAk“ Versuchsanlage

Die Pilotanlage besteht aus zwei Einheiten, die parallel betrieben werden: eine Ozonanlage mit drei unterschiedlichen Verfahren zur Nachbehandlung sowie ein Filter mit granulärer Aktivkohle (GAK). Für die Charakterisierung der Rohwasserseite zur Anlagensteuerung ist ein Online-Messcontainer installiert. Als Rohwasser wird der Ablauf der Hauptkläranlage Wien herangezogen.

### 2.6.1 Messeinrichtungen

Der Ablauf der Hauptkläranlage wird über eine eigene Förderleitung in einen Messcontainer gepumpt, wo eine Online-Messung der Parameter Temperatur, pH, Leitfähigkeit, Trübung,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , Chlorid, DOC sowie des UV/Vis Absorptionsspektrums erfolgt. Eine weitere Messstrecke dient der Charakterisierung der Gas- und ablaufseitigen Wasserströme nach den einzelnen Verfahrensschritten (Ozon Reaktionsbehälter, Nachbehandlungsschritte, GAK-Filter).

## 2.6.2 GAK-Filter

Die Aktivkohlefiltereinheit wurde mit einer speziell auf die Entfernung von Spurenstoffen geeigneten Aktivkohlequalität ausgerüstet. Diese wurde vorher in aufwendigen Laborversuchen aus der Gesamtauswahl von mehr als 200 Produktqualitäten ermittelt. Die Produktqualität Epibon A 8x30 wird über ein spezielles Herstellungsverfahren produziert, das den offenporigen Charakter der Aktivkohle und die hohe Adsorptionskapazität gewährleistet.

Eingesetzt werden die Adsorbentien in einem Aktivkohlefilter W 1200D, der über eine eigene Förderpumpe mit dem Ablauf der Hauptkläranlage beschickt und parallel zur Ozonanlage betrieben wird. Die Einheit ist mit Rückspülung, Probenahme sowie Druck- und Durchflussmessung ausgestattet.

## 2.6.3 Ozonanlage

Die Ozonanlage besteht aus 4 funktionalen Einheiten:

### *Sauerstofftank*

Die Versorgung der Ozonerzeugung erfolgt über einen Flüssigsauerstofftank.

### *Ozongenerator*

Die Ozonerzeugung ist aus sicherheitstechnischen Gründen in einem eigenen Container untergebracht.

### *Ozoneintrag und Reaktoren*

Die Ozonanlage wird mit einer eigenen Förderpumpe versorgt. In einem separaten Container wird das Ozon mittels Injektoren in das Rohwasser eingebracht. Das Ozon-Wasser-Gemisch gelangt in einen 4 m<sup>3</sup> großen Reaktionsbehälter aus Edelstahl. Die Ozonanlage besteht aus vier entsprechenden Injektor / Reaktionsbehälter-Einheiten, die modular in unterschiedlicher Anzahl parallel oder in Serie betrieben werden können. Die gesamte Reaktionszeit beträgt je nach behandelte Wassermenge zwischen sieben und zwanzig Minuten, die eingesetzte Ozonmenge zwischen 0,5 und 1 mg Ozon pro mg DOC.

### *Nachbehandlungsstufe*

Den O<sub>3</sub>-Reaktionsbehältern sind drei verschiedene Nachbehandlungsstufen nachgeschaltet, um eine völlige Zehrung des Ozons sowie das Abreagieren von Oxidationsnebenprodukten zu gewährleisten. Als Nachbehandlungsstufe werden zwei Abklingbehälter, ein GAK-Filter (analog dem parallel zur Ozonanlage betriebenen Filter) und ein Zweischichtfilter eingesetzt. Die einzelnen Stufen werden zur Untersuchung der Wirkweisen parallel betrieben.

## 3 Antibiotikaresistenzen

### 3.1 Einleitung

Antibiotika gehören zu den bedeutendsten pharmazeutischen Wirkstoffen, die in der Human- und Veterinärmedizin eingesetzt werden. Im Zuge der Anwendung gelangen die Antibiotika über Ausscheidungen ins Abwasser und nach unvollständiger Entfernung auf Kläranlagen weiter in die aquatische Umwelt (siehe Themenbereich „organische Spurenstoffe“). In diesem Zusammenhang hat die zunehmende Verbreitung von Antibiotikaresistenten dazu geführt, dass vermehrt Untersuchungen zur Bedeutung und Beitrag von Kläranlagen an der Thematik durchgeführt werden. Dieser Beitrag soll die Thematik für Abwassertechniker aufbereiten und in verständlicher Form in zentrale grundlegende Aspekte einführen.

#### 3.1.1 Definition

Allgemein werden **Antibiotika** als Arzneimittel definiert, die gegen Bakterien, nicht aber gegen Viren wirksam sind. Gegen andere Organismen wie Protozoen, Pilze oder Würmer gerichtete Therapeutika werden nicht als Antibiotika im eigentlichen Sinn bezeichnet. Bakterizide Antibiotika töten die Organismen ab, während bakteriostatische Antibiotika die Bakterien im Wachstum hemmen. Ursprünglich handelte es sich bei Antibiotika um natürlich vorkommende Stoffwechselprodukte verschiedener Pilze oder Bakterien. Im Zuge der medizinischen Anwendung wurden bald halbsynthetische Modifikationen der natürlichen Antibiotika hergestellt. Heute werden Antibiotika auch vollsynthetisch hergestellt. Antibiotika greifen je nach Stoff in zentrale lebenswichtige Mechanismen der Zelle ein (siehe Kapitel 3.1.3 Wirkweise).

Unter **Antibiotikaresistenz** wird die Eigenschaft von Bakterien verstanden, sich gegen die Wirkung von Antibiotika zu schützen (siehe Kapitel 3.1.4 Antibiotikaresistenzen). Bei resistenten Bakterien führen ansonst bei der gleichen Art wirksame Antibiotika zu keinem Absterben oder keiner Wachstumshemmung. Resistenzen stellen natürlich vorkommende Abwehrmechanismen dar, die sich parallel mit den Antibiotika entwickelt haben. Antibiotikaresistenzen sind oft im Erbgut codiert (Plasmide oder direkt im bakteriellen Chromosom) und können durch zahlreiche Mechanismen auch an nicht resistente andere Bakterienarten übertragen werden (siehe Kapitel 3.1.5 Transfer von Resistenzen), was einen signifikanten Anteil der damit verbundenen Problematik ausmacht.

### 3.1.2 Anwendung

Antibiotika werden weltweit zur Behandlung von Infektionskrankheiten im humanmedizinischen sowie veterinärmedizinischen Bereich eingesetzt. Die weltweite Anwendung liegt zwischen 100.000 und 200.000 t jährlich, in Europa liegt die Anwendung im Bereich von 10.000 t, wobei etwa 50% im humanmedizinischen Bereich und etwa 50% im Veterinärbereich (auch zur Wachstumsförderung) eingesetzt werden (ECDC 2014). In Abbildung 5 ist der Antibiotikaeinsatz in Europa für 2011 dargestellt. Die Anwendungsdaten der unterschiedlichen Antibiotika sind auf die rechnerische Größe DDD (defined daily dose) bezogen, um unterschiedliche Substanzen vergleichen bzw. deren Einsatz summieren zu können.

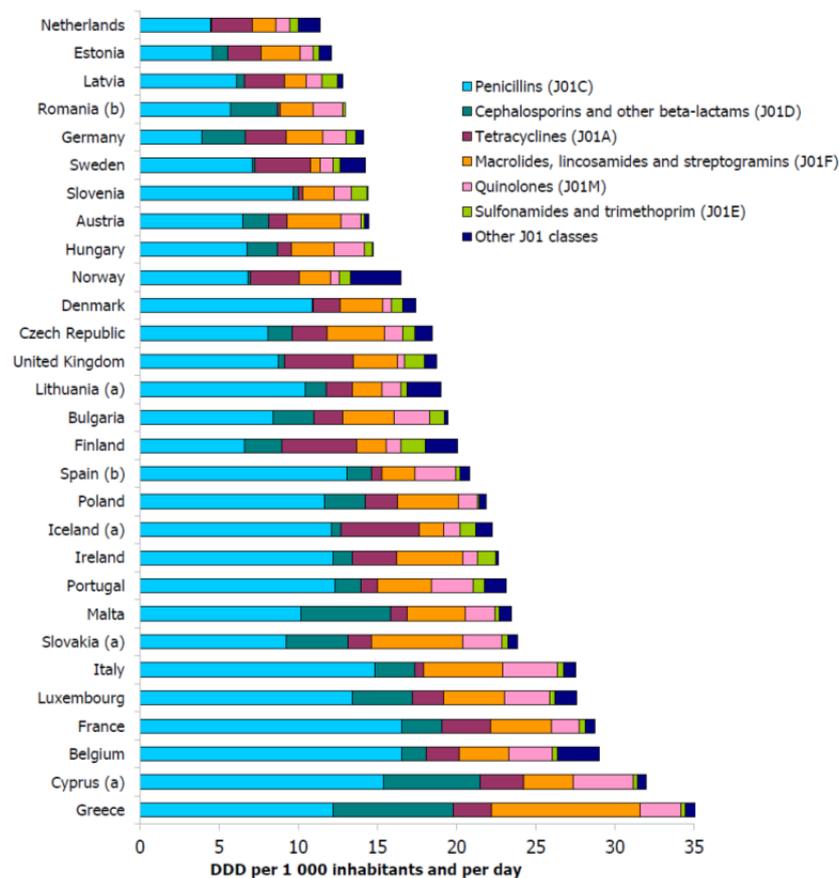


Abbildung 5: Antibiotikaeinsatz im medizinischen Bereich außerhalb von Spitälern in Europa 2011 in DDD (defined daily dose) pro 1.000 Einwohner (ECDC 2014)

Die Verwendung – und übermäßige, nicht notwendige Verwendung – von Antibiotika wird als eine der Hauptursachen für die Entwicklung und Ausbreitung von Antibiotikaresistenzen angesehen, die heute als zentrale Bedrohung für das Gesundheitswesen angesehen werden. Aus diesem Grund wird nicht nur in Europa auf staatlicher und auf gemeinschaftlicher Ebene intensiv an Strategien zur Eindämmung der Resistenzausbreitung gearbeitet.

### 3.1.3 Wirkweise von Antibiotika

Wie bereits eingehend dargestellt, wird zwischen einer bakteriostatischen (Bakterien werden an der Vermehrung gehindert, aber nicht abgetötet) und einer bakteriziden (Bakterien werden abgetötet, etwa durch Auflösung ihrer Zellwand) Wirkung unterschieden. Die verschiedenen (ev. auch chemisch verwandten) Antibiotikagruppen unterscheiden sich dabei in ihren Angriffs- und Wirkorten. Ansatzpunkte für die Wirkung der Antibiotika sind zelluläre Mechanismen oder Strukturen, die ausschließlich in Bakterien vorkommen, nicht jedoch im Menschen (oder Tieren bei veterinärmedizinischer Anwendung). Dafür kommen primär die bakterienspezifischen Aspekte der Zellwand, Ribosomen und Nukleinsäuresynthese als Wirkziele in Betracht. Durch die Fokussierung auf bakterienspezifische Wirkorte wird in der Regel der Wirtorganismus nicht beeinträchtigt, wenngleich die aus Bakterien bestehende natürliche Darmflora beeinträchtigt werden kann.

Abbildung 6 stellt die wichtigsten Wirkmechanismen sowie -orte von ausgewählten Antibiotikagruppen grafisch dar.

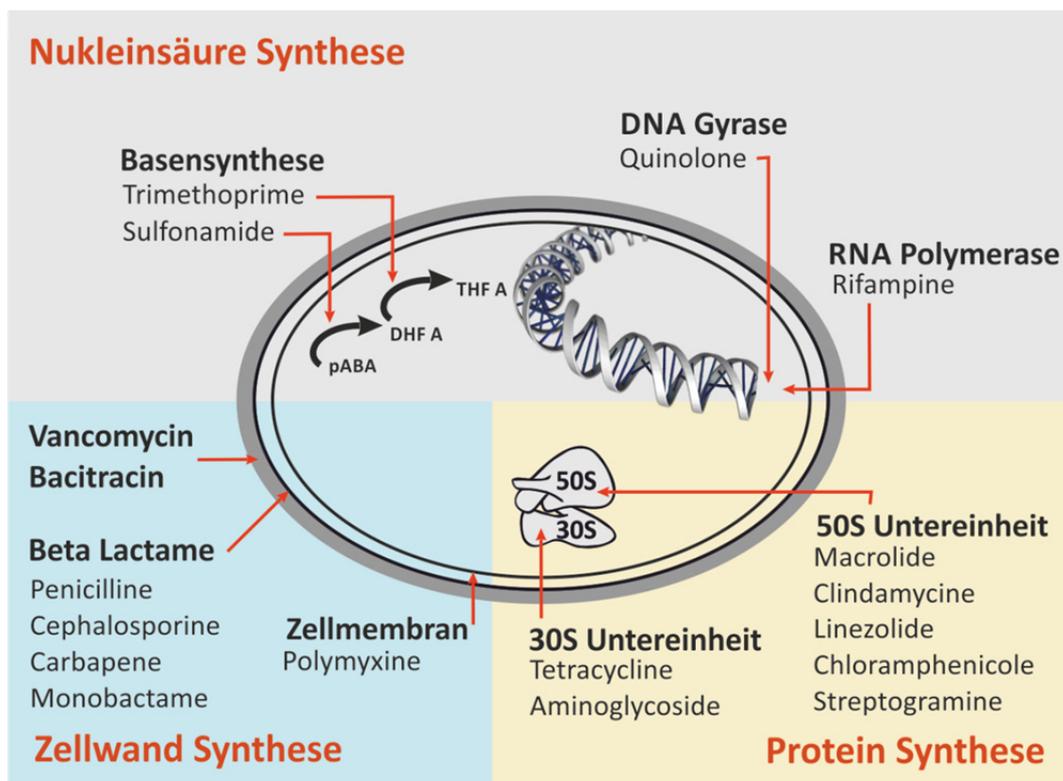


Abbildung 6: Zusammenfassende Darstellung zentraler Angriffspunkte und Wirkmechanismen unterschiedlicher Antibiotikagruppen (modifiziert nach Wikimedia 2011)

Die Dosierung von Antibiotika orientiert sich am MIC-Wert (minimum inhibitory concentration) bzw. MHK-Wert (minimale Hemmkonzentration). Diese Konzentration (zB.  $MIC_{90}$  – jener Wert, bei dem 90% der Bakterien gehemmt / getötet werden) muss am Wirkort (zB. Blut) für eine bestimmte Zeit überschritten werden, um eine gewünschte Wirkung zu erreichen (siehe auch Abbildung 7). Dabei sind auch die Anflutzeit (Zeit zwischen Einnahme und Erreichen des Zielortes) und Ausschwemmzeit (Zeit nach Beendigung der Einnahme bis zum Ausschwemmen aus dem Zielort) zu berücksichtigen. Der MIC Wert ist abhängig vom Antibiotikum, seiner Wirkweise, dem Zielorganismus sowie dem Infektionsort sowie letztlich vom physiologischen Zustand des Patienten, was die Anwendung zu einem komplexen Unterfangen macht, in das oft der Patient durch vorzeitiges Absetzen der Medikation zusätzlich eingreift.

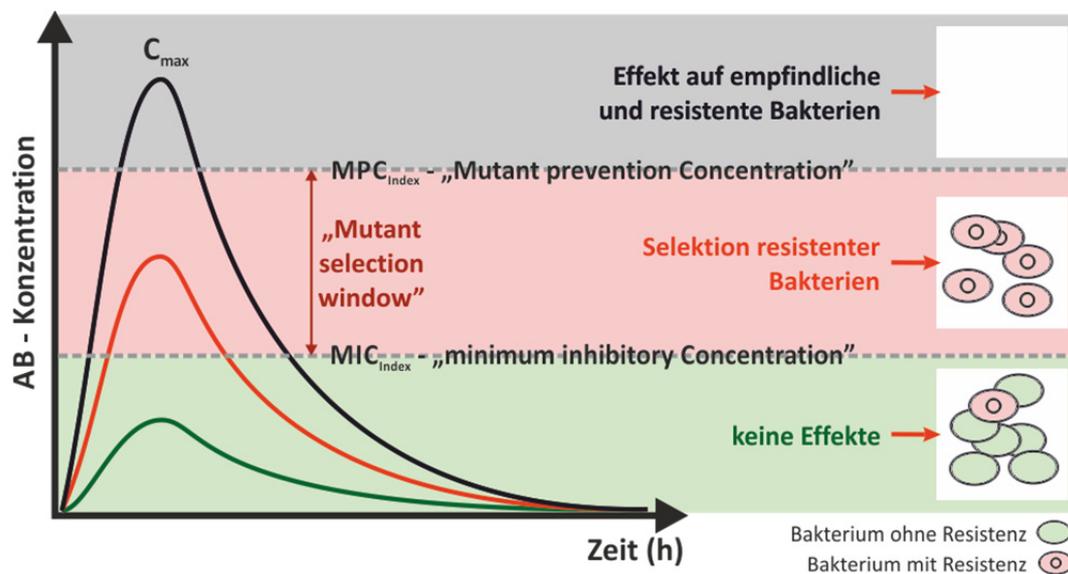


Abbildung 7: Wirkung von Antibiotika in Abhängigkeit von Konzentrationen (im Blutplasma) und Expositionzeit sowie der Bereich des resistenzselektiven Konzentrationsfensters (nach Drlica und Zhao 2007)

### 3.1.4 Antibiotikaresistenzen

Die Bildung von Resistenzen gegen Antibiotika stellt heute eine der zentralsten Herausforderungen an das Gesundheitssystem dar (ECDC 2014). Dementsprechend werden enorme Anstrengungen unternommen, mittels international akkordierter Programme der Thematik der Antibiotikaresistenzen zu begegnen (zB. europäische Überwachungssystem zur Antibiotikaresistenz EARSS - European Antimicrobial Resistance Surveillance System). Basierend auf einer internationalen Auswertung nationaler Daten werden etwa gezielte Strategien für den Einsatz von Antibiotika im klinischen Bereich erarbeitet.

In Abhängigkeit von Verschreibung Praxis der Ärzte, Verfügbarkeit (frei erhältlich in Drogeriemärkten oder ausschließlich über Verschreibung in Apotheken) sowie Krankenhaushygiene stellt sich dasselbe Resistenzbild national sehr unterschiedlich dar, wie in Abbildung 8 für den Anteil Penicillin resistenter *Streptococcus pneumoniae* Isolate exemplarisch dargestellt ist (ECDC 2014).

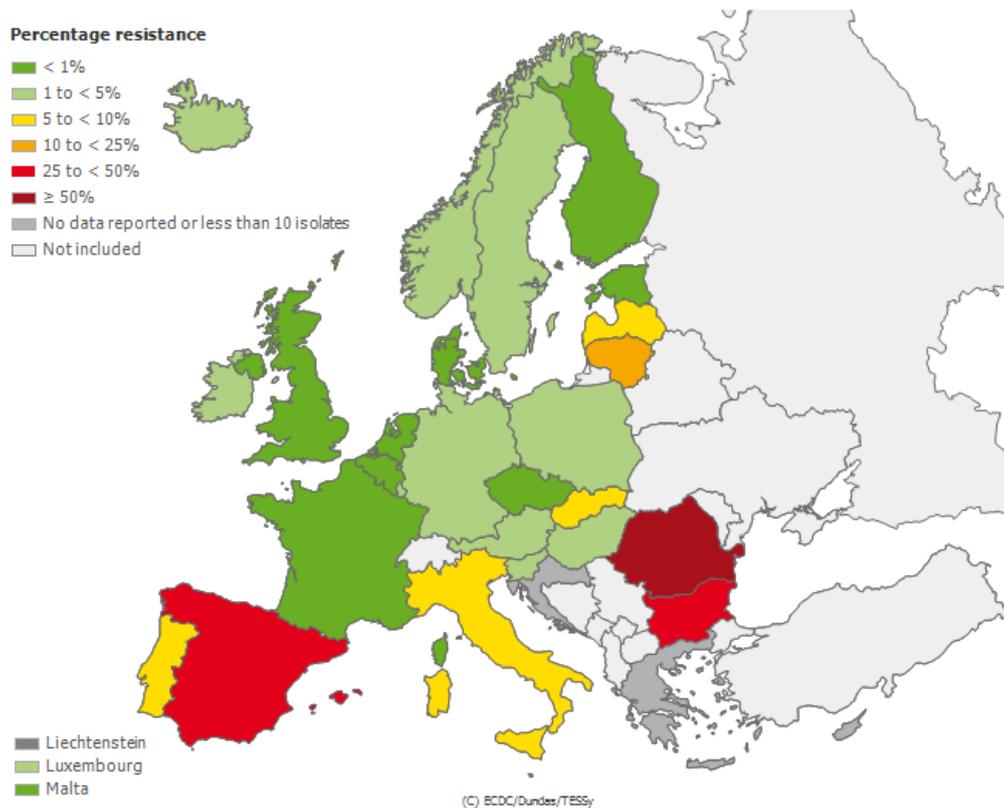


Abbildung 8: Anteil penicillinresistenter *Streptococcus pneumoniae* Isolate 2012 (ECDC 2014)

Die Bildung von Antibiotikaresistenzen ist grundsätzlich ein natürlicher Prozess, der auf der natürlichen Selektion von Resistenz-Mutationen (Veränderungen im Erbgut) beruht. Die Zunahme der Resistenzen im Humanbereich wird primär den steigenden Einsatzmengen, einem zu schnellen Einsatz, der Verordnung zu geringer Dosen sowie dem frühzeitigen Abbruch der Behandlung zugeschrieben. Besonders bedrohlich für das Gesundheitssystem sind sogenannte Multiresistenzen, bei denen Bakterien nicht nur gegen ein Antibiotikum, sondern gegen eine ganze Reihe unterschiedlich wirkender Antibiotika resistent sind, was den therapeutischen Erfolg bei der Bekämpfung von Infektionskrankheiten massiv einschränkt. Heute sind etwa 70 Prozent der Bakterien, die Infektionen in Krankenhäusern verursachen, gegen mindestens ein Antibiotikum resistent (ECDC 2014), wobei hiervon nicht nur der stationäre, sondern auch der ambulante Bereich betroffen ist.

Im Zusammenhang mit der Bildung bzw. Selektion von Antibiotikaresistenzen wird vielfach das Modell des „Mutant Selektion Windows“ (Mutation selektierendes Fenster) diskutiert (siehe auch Abbildung 7). Dies ist jener Konzentrationsbereich eines Antibiotikums zwischen MIC (minimum inhibitory concentration) und MPC (mutant prevention concentration). Ab der MIC werden zwar die Bakterien ohne Resistenz abgetötet / gehemmt, die resistenten Bakterien überleben jedoch noch – und werden somit selektiert. Nur Bakterien mit Resistenz können sich noch vermehren. Liegt die Konzentration höher und über der MPC, werden auch die Bakterien mit Resistenz abgetötet / gehemmt. Zudem spielt hierbei die Expositionszeit eine große Rolle. Durch Verabreichung bzw. Anwendung zu niedriger Antibiotikakonzentrationen kann die am Zielort vorliegende Antibiotikakonzentration im Bereich des Mutation selektierenden Fensters liegen und damit zwar nicht resistente Keime abtöten, gleichzeitig jedoch das Wachstum resistenter Keime fördern.

In Abbildung 9 sind die wichtigsten Mechanismen der Antibiotikaresistenz zusammenfassend dargestellt.

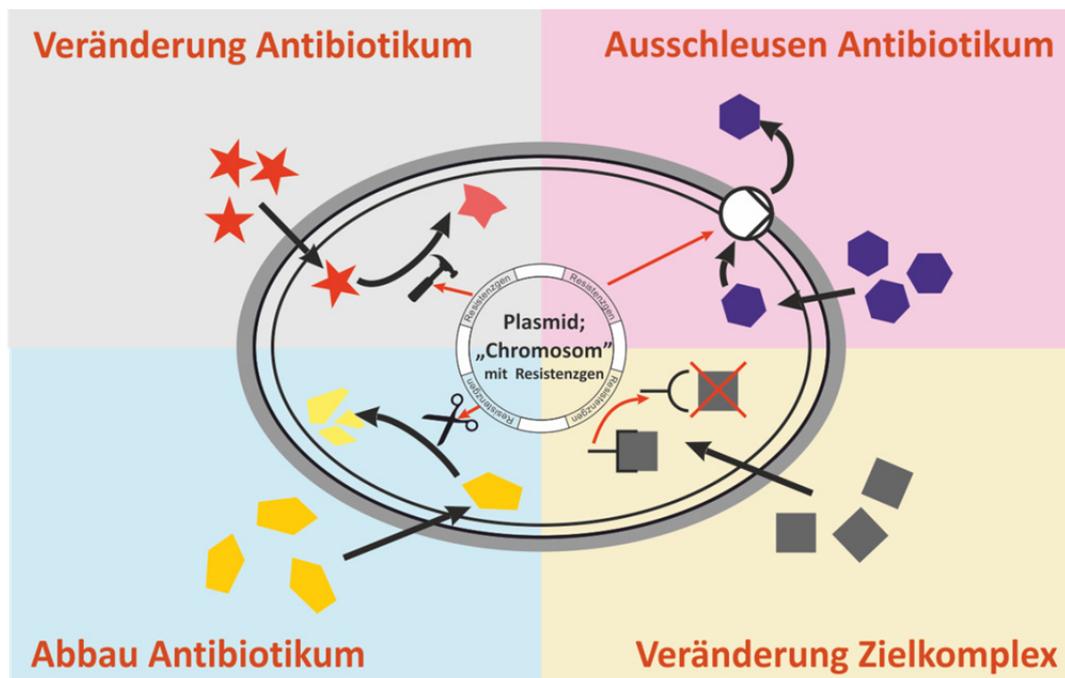


Abbildung 9: Zusammenfassende Darstellung der wichtigsten Mechanismen von Antibiotikaresistenzen

- Veränderung des Antibiotikums
  - Das Antibiotikum wird chemisch modifiziert und kann deshalb nicht mehr wirken
  - Entspricht einem „Teilabbau“

- Abbau des Antibiotikums
  - Das Antibiotikum wird spezifisch abgebaut
  - Das Antibiotikum wird spezifisch neutralisiert
- Mechanismen zum Ausschleusen des Antibiotikums
  - Spezielle Transportproteine (Multidrug Resistance Related Proteine) geben in die Zelle eingedrungene Antibiotika nach außen ab, sodass die Konzentration innerhalb der Zelle niedrig gehalten werden kann und dadurch seine Wirkung nicht entfaltet.
- Veränderungen in der Struktur des Angriffsziels
  - Es wird ein alternatives Protein gebildet, das dieselbe Funktion hat wie das vom Antibiotikum blockierte, dem Antibiotikum jedoch keinen Angriffspunkt liefert
  - Durch Veränderungen der Zellwand kann das Antibiotikum nicht mehr in das Zellinnere diffundieren
  - Das vom Antibiotikum inaktivierte Protein wird in größeren Mengen produziert als eigentlich benötigt. So inaktiviert das Antibiotikum nur einen Teil der Zielmoleküle, es bleiben noch genügend funktionsfähige übrig.

Resistenzen können intrinsisch (ursprüngliche eigene Fähigkeit) oder erworben werden (Gentransfer). Die Resistenzen sind meist genetisch codiert und befinden sich auf mobilen genetischen Elementen (zB Plasmiden), die auch auf andere Bakterien übertragen werden können. Speziell Mechanismen zum Abbau bzw. zur Modifikation von Antibiotika stellen weitverbreitete intrinsische Mechanismen dar, da sie in der Regel durch Enzyme katalysiert werden, die zwar substanzunspezifisch reagieren, jedoch spezifisch für chemische Strukturgruppen (Abspaltung oder Anlagerung) sind. Speziell die auf schwach belasteten Kläranlagen vorhandenen Umweltbakterien zeichnen sich bekannter Weise durch ihre Fähigkeit aus, ein breites Substanzspektrum abzubauen bzw. umbauen zu können.

### 3.1.5 Transfer von Resistenzen

Stellen die Entstehung von Antibiotikaresistenzen per se sowie die Vermehrung resistenter Keime bereits für die Medikation gravierende Probleme dar, so wird die Problematik noch durch die Weitergabe von Resistenzen an bis dato nicht resistente Bakterien weiter verstärkt. Dabei kann es sowohl zum Transfer an Bakterien derselben Art, aber auch an andere Arten oder Gattungen kommen

(horizontaler Gentransfer), sodass sich die Resistenzen auf Bakterien unterschiedlicher Umweltmedien verteilen können. Für die Weitergabe bzw. den Transfer von Antibiotikaresistenzen können drei zentrale Mechanismen unterschieden werden, die in Abbildung 10 grafisch zusammengefasst sind.

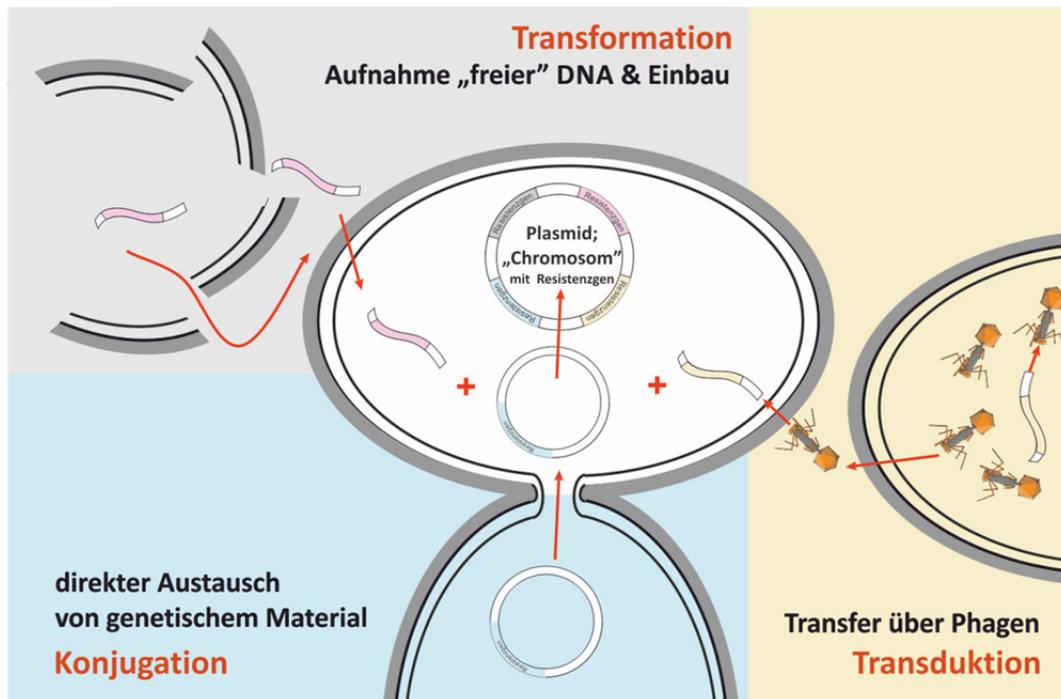


Abbildung 10: die drei zentralen Mechanismen des Transfers von Antibiotikaresistenzen

- Transformation

Veränderung des genetischen Materials einer Zelle durch Aufnahme von „fremder“ DNA. Die fremde DNA liegt zB. nach Absterben einer Bakterienzelle (Schlammstabilisierung, Desinfektion, ...) als DNA Fragment frei im Medium (Schlammflocke, gelöst im Wasser) vor und kann von „kompetenten Zellen“ aufgenommen und weiter verwendet werden.

- Transduktion

Ein DNA Stück, auf dem sich ein Resistenzgen befindet, wird von Bakterienviren (Phagen) im Zuge deren Reproduktion in ein Viruspartikel verpackt. Dieses Virus infiziert nun ein neues Bakterium und schleust dabei das Resistenzgen in die Zielzelle ein.

- Konjugation

Austausch von genetischen Material im Zuge eines direkten physischen Kontakts zweier Zellen (meist mittels „Sex-Pillus“).

### 3.2 Problematik von Emissionen

Primär stellt das vermehrte Auftreten von Antibiotikaresistenzen im klinischen Bereich das zentrale Problem dar, das auch primär durch die Anwendung im medizinischen Bereich selbst (siehe Kapitel 3.1.2 Anwendung) begründet zu sein scheint. Die Entwicklung von Resistenzen mit humanmedizinischer Relevanz über den Wasserkreislauf ist bis dato nicht nachgewiesen. Dennoch werden in der aquatischen Umwelt (Oberflächengewässer, Sedimente, Grundwasser) klinisch relevante Resistenzen nachgewiesen, die primär auf den Eintrag aus Kläranlagenabläufen (humanmedizinische Antibiotika) bzw. Landwirtschaftsdünger (veterinärmedizinische Antibiotika) zurückgeführt werden (Rizzo *et.al.* 2013). Kümmerer (2003) beschreibt erstmals eine generelle Struktur potentieller Stoffpfade für Antibiotika in der Umwelt (siehe Abbildung 11), bei der ein Rückfluss auf den Menschen über das Trinkwasser angeführt ist.

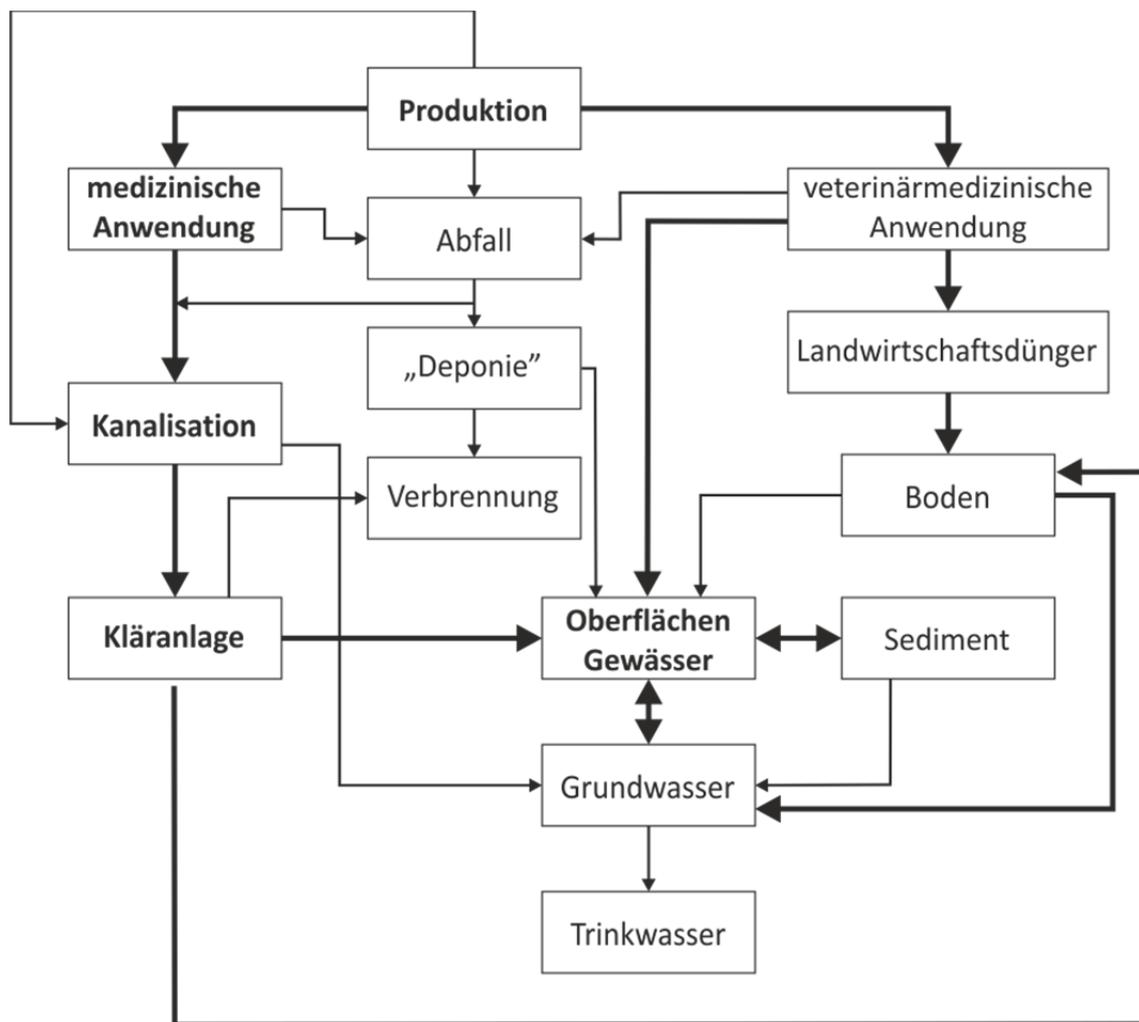


Abbildung 11: Quellen und Pfade von Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt (modifiziert nach Kümmerer 2003)  
dicke Pfeile: Hauptpfade

Obwohl wie bereits erwähnt eine derartige Rückbelastung mit signifikanter Relevanz für die Ausbreitung von Resistenzen nicht nachgewiesen ist, kommt dem Abwasserpfad insbesondere unter dem Gesichtspunkt der Wiederverwendung von (gereinigtem) Abwasser eine zentrale Rolle zu, wo es durch eine Intensivierung des anthropogenen Wasserkreislaufs potentiell zu einem direkterem Kontakt zwischen emittierten Resistenzen und Aufnahme durch den Menschen bzw. Kontakt zu medizinisch relevanten Organismen kommen kann.

Die Bedeutung von Antibiotika und Resistenzen im Abwassersystem dürfte jedoch in einem anderen Mechanismus verankert sein, wie intensive Diskussionen in der EU-Cost Action DARE (Detecting evolutionary hotspots of antibiotic resistances in Europe) ergeben haben:

Über die Sammlung der fäkalen Abwässer aus dem kommunalen Bereich sowie der Spitäler kommt es zum Eintrag von Antibiotika und Antibiotika Resistenzen in die Kläranlage. Die Konzentrationen an Antibiotika liegen nunmehr bedingt durch die Verdünnung in einem sublethalen Bereich, der unterhalb einer therapeutischen Dosis liegt, bei der es zu einer signifikanten Wirkung der Antibiotika kommt. Dieser Konzentrationsbereich auf Kläranlagen kann jedoch noch in einem Bereich liegen, der sich innerhalb des „Mutant Selection Windows“ befindet, also jenem Bereich, in dem eine Aufrechterhaltung der Resistenzgene den Bakterien einen Selektionsvorteil verschafft (siehe Abbildung 12).

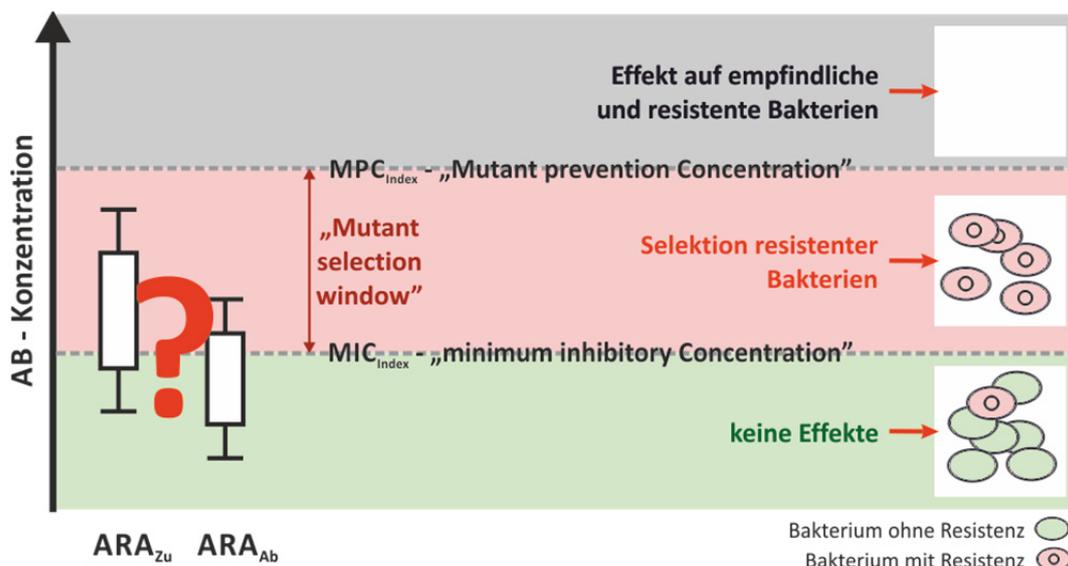


Abbildung 12: Problematik des „Mutant selection windows“ im Zusammenhang mit Antibiotikakonzentrationen im Ablauf von Kläranlagen

Die humanmedizinisch relevanten Organismen weisen in der Regel unter den Umweltbedingungen einer Kläranlage (Nährstoffsituation, Temperatur, Ionenstärke) keine Vermehrung auf, können dort jedoch überleben. Deshalb werden zwar auch ohne Abwasser Desinfektion zB *E.Coli* oder andere Darmbakterien zwischen Zulauf und Ablauf um einige Zehnerpotenzen (log-Stufen) entfernt, sind im Ablauf konventioneller Kläranlagen jedoch nachweisbar. Für die Abwasserreinigung selbst sind sie jedoch nicht relevant. Diese wird von saprophytischen „Umweltbakterien“ bewerkstelligt, die an die Milieubedingungen der Kläranlage angepasst sind und sich unter diesen Bedingungen vermehren (Überschussschlamm). Auf der Kläranlage kommt es somit zu einem räumlichen Kontakt zwischen eingetragenen Fäkalbakterien sowie medizinisch relevanten anderen, potentiell Resistenzen tragende Bakterien mit im System Kläranlage wachsenden „Umweltbakterien“, die beide für ihre Vermehrung unterschiedliche Milieuansprüche aufweisen. Dieser räumliche Kontakt zwischen eingetragenen (resistenten) Bakterienarten, der unterschiedlichsten Antibiotika und den Umweltbakterien resultiert in einer hohen Anzahl unterschiedlicher „Mutant Selection Windows“, die wiederum dazu führen, dass ein horizontaler Gentransfer zwischen Bakterien mit Resistenzen und „Umweltbakterien“ begünstigt wird. Die Resistenzen werden somit von den unter Umweltbedingungen nicht lebensfähigen medizinisch relevanten Bakterien auf „Umweltbakterien“ übertragen, die diese Resistenzen über den Ablauf in einem „Resistenz Pool“ erhalten können. Der Erhalt der Resistenzgene dürfte jedoch nur dann längerfristig erfolgen, wenn eine selektive Wirkung durch das Vorhandensein sublethaler Antibiotikakonzentrationen bestehen bleibt, wie das im Ablauf der Kläranlage der Fall ist. Im Gewässer dürften insbesondere die Sedimente eine Senke für den genetischen Resistenz Pool darstellen (Bouki 2013).

Ein denkbarer Weg zurück in den klinischen Bereich könnte etwa eine Wunde eines Badenden sein, wo es zur Infektion mit einem nunmehr ein (oder mehrere) Resistenzgen tragendes „Umweltbakterium“ kommt. Bei einer nachfolgenden medizinischen Behandlung gelangt die Resistenz nun wieder in den klinischen Bereich, wo sie mit denselben Mechanismen an klinisch relevante Bakterien übertragen werden kann und diese ev. um eine neue Resistenz erweitern kann.

Wenngleich es noch keine gesicherten Belege für einen Rücktransfer von Umweltbakterien zu klinisch relevanten Bakterien über den Weg der Kläranlagen gibt, so sind doch die einzelnen Punkte darin (Eintrag von Antibiotika und Resistenzgene über Kanalisation; horizontaler Gentransfer auf Umweltbakterien in der Kläranlage; Antibiotikarestkonzentrationen) soweit abgesichert, dass diese Hypothese nicht gänzlich von der Hand zu weisen ist.

### 3.3 Vorkommen im Ablauf von Kläranlagen

Das Vorhandensein von Antibiotika im Zulauf und Ablauf von Kläranlagen wurde im Zuge der Thematik der organischen Spurenstoffe bereits seit geraumer Zeit untersucht und dokumentiert. Im Rahmen einer gezielten Beschäftigung mit dem Thema Antibiotikaresistenzen und Kläranlagen wurden die Untersuchungen jedoch stofflich ausgeweitet, sodass nunmehr Informationen zu einem breiten Spektrum an Antibiotikakonzentrationen im Zu- und Ablauf von Kläranlagen verfügbar sind. Eine aktuelle diesbezügliche Zusammenstellung findet sich bei Michael *et.al.* (2013). In Tabelle 1 sind beispielhaft in der Literatur publizierte maximale Ablaufkonzentrationen an Antibiotika bzw. Antibiotikaklassen dargestellt.

Tabelle 1: Beispiele für maximale Konzentrationen von Antibiotika im Ablauf von Kläranlagen (aus Michael *et.al.* 2013)

Antibiotikum	Gemessene Ablaufkonzentrationen [ng L <sup>-1</sup> ]
Penicillin	bis zu 200
Makrolide	bis zu 700
Erythromycin	bis zu 287
Clarithromycin	bis zu 328
Roxithromycin	bis zu 68
Fluorchinolone	bis zu 100
Ofoxacin	bis zu 82
Sulfonamide	bis zu 1.000
Sulfamethoxazol	bis zu 370
Tetracycline	bis zu 20
Trimethoprim	bis zu 38
Chloramphenicol	bis zu 68
Clindamycin	up tp 110

Neben Antibiotikarückständen im Ablauf von Kläranlagen erfolgte in den letzten Jahren auch eine systematische Untersuchung auf emittierte Resistenzgene. In Tabelle 2 sind die in einem review Artikel von Rizzo *et.al.* (2013) zusammengetragenen im Ablauf von Kläranlagen für unterschiedliche Antibiotikaklassen nachgewiesenen Resistenzgene dargestellt. In diesem Paper werden zudem auch die methodischen Zugänge zur Identifizierungen der Resistenzen zusammengefasst.

Tabelle 2: Beispiele für im Ablauf von Kläranlagen nachgewiesene Resistenzgene  
(aus Rizzo *et.al.* 2013)

Antibiotikaklasse	Mechanismus	Resistenzgene
Aminoglycoside	Modifikation durch Adenylierung	aad(A1, A2, A13, B)
	Modifikation durch Phosphorylierung	aph(A, A-3, A-6, 2); str(A, B) strB
β-Lactame	β-Lactamase Produktion	Class A: CTX, GES, NPS, PER, SHV, TEM, TLA, VEB
		Class B: IMP, VIM
		Class C: ampC, CMY
		Class D: OXA
Glycopeptide	Penicillin bindendes Protein	mecA
	Modifiziertes Peptidoglycan Pentapeptid	vanA
Macrolide	Makrolid Ausschleusung	mel
	Erythromycin Inaktivierung	ereA2
	Modification durch 23S rRNA Methylierung	ermB erm(B, F)
	Macrolid Phosphotransferase	mph(A, B)
Quinolone	Modifikation durch Acetylierung	aacA6-ib-cr
	DNA Gyrase Schutz	qnr(A3, B1, B2, B4, B5, S2) qnrVC; qnrS
Sulfonamide	Modifizierte Dihydropteroat Synthetase	sul2
		sul(1, 2, 3)
Tetracycline	Tetracycline Ausschleusung	tetA
		tet(A, B, D, G, H, Y, 31, 35, 36, 39)
	Ribosomales Schutzprotein	tetM
		tet(M, S)
Tetracyclin Modifikation	tetX	
Trimethoprim	Dihydrofolat Reductase	dfr(A1, A12, 18)
		dfr (II, V, VII, XII, 13, 16, 17, A19, B2,D); dhfr (I, VIII, XV)
„Multidrug“	Multidrug Resistance Ausschleusung	acr(B, D), mex(B, D, F, I, Y)

### 3.4 Technologische Aspekte

Michael *et.al.* (2013) fassen in ihrem review paper die verfügbare Literatur zum Verhalten von Antibiotika in der Abwasserreinigung zusammen. Dabei werden einerseits die einzelnen Antibiotikaklassen diskutiert, als auch auf unterschiedliche Reinigungsverfahren vom klassischen Belebungsverfahren über Membrantechnologie und weitergehende Reinigungsschritte bis hin zu Desinfektionsverfahren eingegangen. Die Aussagen bezüglich der Effizienz von Reinigungstechnologien orientieren sich dabei an den Ergebnissen für die Entfernung organischer Spurenstoffe, wobei Adsorption an den Schlamm und biologische Prozesse als zentrale Mechanismen der Entfernung genannt werden. In der Literatur wird für dieselben Antibiotika ein breites Spektrum von Zulauf- sowie Ablaufkonzentrationen und Entfernungsraten angegeben. Zusammenfassend wird festgestellt, dass in konventionellen Belebungsanlagen keine völlige Entfernung von Antibiotika erreicht werden kann, obwohl sich auch für diese Substanzklasse das generelle Bild wiederholt, dass schwachbelastete Anlagen eine höhere Entfernung aufweisen. Membrananlagen zeigen im Wesentlichen ein ähnliches Bild, wobei es bei Anwendung von Nanofiltration (Porengröße im Bereich von 0,001  $\mu\text{m}$ ) zu einem vermehrten Rückhalt von Antibiotika kommt. Bei der Anwendung von Aktivkohle zur weitergehenden Reinigung kommt es in Abhängigkeit von den chemischen Eigenschaften des Antibiotikums zu einer guten Entfernung von Macroliden, Fluorochinolonen, Trimethoprim, wogegen Sulfamethoxazol und Metronidazol schlecht entfernt werden. Bei einer Anwendung von Ozon werden hohe Entfernungsraten für Antibiotika beobachtet, die eine hohe Elektronendichte in chemischen Strukturelementen (aromatische Ringstrukturen, Hydroxyl-, Amino-, Acylamino oder Alkoxy Gruppen), aufweisen, was für viele der Antibiotika zutrifft.

Bouki *et.al.* (2013) sowie Rizzuo *et.al.* (2013) befassen sich mit dem Verhalten und Auftreten von resistenten Bakterien und Resistenzgenen auf Kläranlagen. So wird festgehalten, dass bei Ablaufkonzentrationen von  $10^9$ - $10^{12}$  koloniebildenden Einheiten (KBE)  $10^7$ - $10^{10}$  KBE (entspricht 1%) eine erworbene Resistenz aufweisen. Während viele Studien ohne Angabe von verfahrenstechnischen Kenngrößen ausgeführt wurden, gibt es vereinzelte Hinweise auf den Einfluss des Schlammalters auf das Auftreten von Resistenzen. Tendenziell dürften Hochlastanlagen zu höheren Abundanzen von Resistenzen im Ablauf führen. Generell zeigt sich ein noch sehr fragmentäres und uneinheitliches Bild über Zusammenhänge zwischen verfahrenstechnischer Betriebsweise und Entfernung von Resistenzen bzw. Ausmaß eines horizontalen Gentransfer.

## 4 Nanopartikel

### 4.1 Einleitung

Während es sich bei den organischen Spurenstoffen um Verbindungen handelt, die im  $\text{ng L}^{-1}$  Bereich vorkommen, handelt es sich bei Nanopartikeln um Substanzen im Größenbereich von nm. Abbildung 13 verdeutlicht den für Nanopartikel definitionsgemäß angegebenen Größenbereich zwischen 1 und 100 nm im Vergleich zur Größe bekannter „Abwasserinhaltsstoffe“.

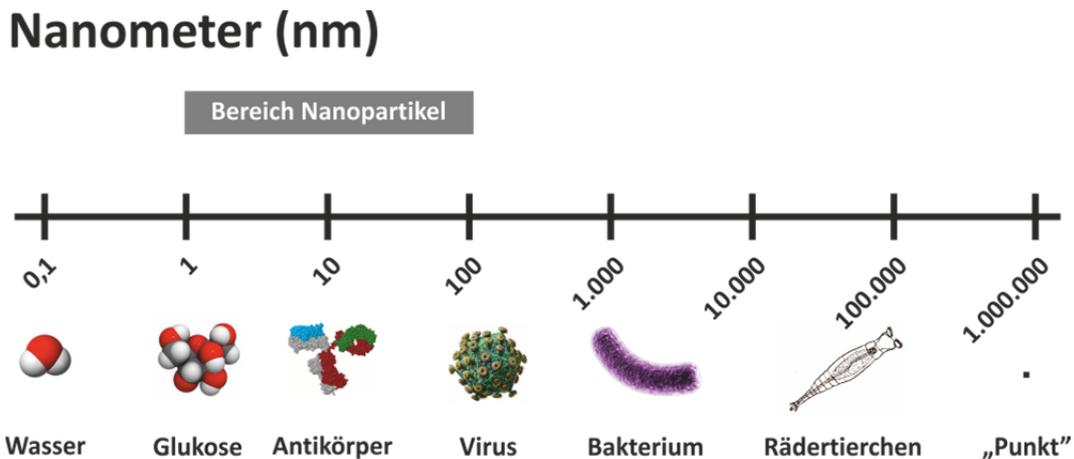


Abbildung 13: Größenbereich von Nanopartikeln

Die Besonderheit von Nanopartikeln im Vergleich mit größeren Einheiten der selben Substanz liegt in einem weitaus höheren Oberflächen zu Volums Verhältnis, wodurch sich bei gleicher Konzentration höhere reaktive Oberflächen ergeben, was zu Veränderungen der Substanzeigenschaften führt. Die erhöhte Reaktivität bzw. neue Eigenschaften bekannter Materialien im Nanobereich machen die Nanomaterialien zu interessanten Materialien mit vielfältigen Einsatzgebieten. Basierend auf der hochreaktiven Oberfläche weisen Nanopartikel zudem Eigenschaften wie Selbstorganisation ihrer Struktur und Bildung übergeordneter größerer Strukturen untereinander (Agglomerate, Aggregate) auf.

Nanopartikel können zwar auch natürlichen Ursprungs sein, dennoch wird der Begriff primär für synthetisch hergestellte Teilchen (ENM – engineered nanomaterial) verwendet. Die Ausgangsmaterialien bzw. Verbindungen, aus denen Nanopartikel bestehen sind in Tabelle 3. dargestellt. Mengenmäßig werden Silber-Nanopartikel am häufigsten eingesetzt. Aber auch Zink, Titan, Silizium sowie Nanostrukturen aus Kohlenstoff (Nanotubes, Fullerene, ...) zählen zu den am häufigsten eingesetzten Stoffen in Nanopartikeln.

Tabelle 3: gegenwärtig in Anwendung befindlichen Nanomaterialien (DaNa 2014)

Aluminiumoxide	Bariumsulfat	Cellulose
Cerdioxid	Diamant	Eisen und Eisenoxide
Fullerene	Gold	Graphen
Indiumzinnoxid (ITO)	Industrieruß (Carbon Black)	Kohlenstoff-Nanoröhrchen
Kupfer und Kupferoxide	Platin	Quantenpunkte
Silber	Siliciumdioxid	Strontiumcarbonat
Titandioxid	Titannitrid	Wolframcarbid
Wolframcarbid-Cobalt	Zeolithe/Nanoclays	Zinkoxid
Zirkoniumdioxid		

Tabelle 4: gegenwärtiger Einsatzbereiche von Nanomaterialien (DaNa 2014)

Alltastensanierung	Heizbeschichtung	Pyrotechnik
Anti-Beschlag-Beschichtung	Holzschutzmittel	Schleif- und Poliermittel
Anti-Fouling Mittel	Impfung	Schmiermittel
Autoabgaskatalysator	Implantat	Schnelldiagnostika
Brennstoffzelle	Katzenstreu	Schwangerschaftstest
Chemischer Katalysator	Klebstoff	Schwarzpigment
Dieselsatz	Knochenzement	Solarzelle
Display	Kontrastmittel	Sonnencreme
Druckfarben	Kosmetika	Sportgeräte
Düngemittel	Krebstherapie	Textilien
Elektroden	LEDs	Toner
Elektronik	Lack- und Kunststoffzusatz	Touch-Bildschirme
Fahrzeugreifen	Lebensmittelzusatzstoff	Wand- und Fassadenfarbe
Fassadenfarben	Leichtbau	Wasseraufbereitung
Filtration	Medikamente	Wasserenthärter
Folien	Nahrungsergänzungsmittel	Werkzeuge
Glas	Nanodrähte	Wundverband
Gummi	PET Flaschen	Zahnersatz
Hautpflege	Pflastersteine	Zement

Heute werden Nanomaterialien bzw. Nanopartikel mit zunehmender Tendenz in unzähligen Anwendungen eingesetzt. In Tabelle 4 ist beispielhaft eine Zusammenfassung aktueller Einsatzbereiche dargestellt. Auch in zahlreichen Haushaltsprodukten bzw. Anwendungen werden Nanopartikel im großen Umfang eingesetzt. Hier seien Kaugummi (Titan), Funktions-Kleidung (Silber), Wundauflagen und Desinfektionsmittel (Silber), Sonnencremen (Titan), Dieselmotorschwanz (Cer), Hautcremen; Lippenstifte (Silizium und Titan), Schwangerschaftstests (Gold), Kathenstreu (Zeolithe), in Lebensmitteln (Silizium) usw. genannt.

Die unterschiedlichsten Nanopartikel werden zudem oft mit Oberflächenbeschichtungen (Coating; Funktionalisierung) versehen, um etwa die Stabilität in Lösungen zu erhöhen, die Benetzbarkeit zu verbessern, die Löslichkeit zu verändern oder spezifische (zB zelluläre) Transportmechanismen (etwa durch die Haut) zum gewünschten Wirkort zu stimulieren.

## **4.2 Problematik von Emissionen**

Die Vielzahl der unterschiedlichen Nanomaterialien kombiniert mit den unterschiedlichen Coatings sowie den umfangreichen Nutzungsformen führt zu einer heute unüberschaubaren Vielzahl von Expositionsszenarien für den Menschen sowie Umweltorganismen und zu einer Vielzahl unterschiedlicher Verhaltensmuster in der Umwelt. Die Problematik wird dadurch verschärft, dass für die meisten Nanopartikel keine Möglichkeit eines chemischen Nachweises besteht. So kann zB. zwar die Gesamtmenge an Silber in einem Umweltkompartiment bestimmt werden, der Anteil des als Nanopartikel vorliegenden Silbers kann aber zzT. nicht bzw. nur sehr aufwändig (meist über elektronenmikroskopische Analysenverfahren) bestimmt werden.

Für die Zukunft ist anzunehmen, dass mit der zunehmenden Produktion verschiedener Nanomaterialien die Möglichkeit einer Exposition von Mensch und Umwelt steigen wird. Zudem haben erste Studien Hinweise ergeben, dass Nanopartikel durchaus in der Lage sind, biologische Effekte auszulösen. Insbesondere die Überwindung biologischer Barrieren, das Eindringen in die Zelle und damit das Einschleusen von Stoffen in die Zelle, die ansonst durch zelluläre Schutzmechanismen nicht in die Zelle gelangen (Prinzip des Trojanischen Pferdes) werden als mögliche Effekte angesehen. Generell muss festgehalten werden, dass die toxikologischen Untersuchungen für die einzelnen Materialien mit massiven analytischen und methodischen Problemen und Unsicherheiten konfrontiert sind. Die Situation ist noch ungewisser, als sie bei den organischen Spurenstoffen ist, sodass sich auch die Relevanz von Expositionen heute nicht gesichert bestimmen lässt.

### 4.3 Vorkommen im Ablauf von Kläranlagen

Für das Vorkommen im Abwasser ist eine Freisetzung von technisch hergestellten Nanomaterialien vor allem während des Produktionsprozesses, durch Abfall oder aus den Produkten während des Gebrauchs möglich. Die unterschiedlichen Anwendungsgebiete von Nanomaterialien beeinflussen dabei die Transportpfade. So ist zu erwarten, dass aufgrund der Anwendung in Kosmetika und Sonnencremen zB. Zink-Nanopartikel über den Abwasserstrom und CNTs (carbon nanotubes) eher über die Abfallschiene transportiert werden.

Auf Grund der heute noch unzureichenden Möglichkeiten des analytischen Nachweises der Nanopartikel selbst wird vielfach auf den Umweg einer Gesamtanalytik des Materials, aus dem die untersuchten Nanopartikel bestehen zurückgegriffen, für die etwa aus dem Bereich der Schwermetallanalytik ausreichend Erfahrung vorliegt. So ist beispielsweise die Analytik des gesamten und des gelösten Silbergehalts im Ablauf von Kläranlagen möglich, wogegen nicht bestimmbar ist, inwiefern das Silber im Ablauf als Nanopartikel oder in Form von agglomerierten Nanopartikel-Clustern vorliegt.

### 4.4 Abwasserreinigung

In einem review Artikel fassen Neale *et.al.* (2013) die wenigen Informationen über das Verhalten von Nanomaterialien im Zuge der Abwasserreinigung zusammen. Auf Grund der hohen Oberflächenladungen und –energien ist davon auszugehen, dass zumindest metallische Nanomaterialien auf Kläranlagen (und bereits im Kanal) stark zur Bildung von Aggregaten und Agglomeraten sowie Adsorption an die Schlammmatrix tendieren. Dieser Prozess wird durch die Zugabe von Flockungs- und Fällmitteln noch gefördert. Di bei Neale *et.al.* (2013) dargestellten Entfernungsraten für Nanomaterialien liegen durchwegs im Bereich von 90% und darüber (Entfernung aus der Wasserphase). Speziell für Nanosilber ist die Reaktion mit den Chloridanteilen im Abwasser sowie reduzierten Schwefelverbindungen (Sulfide) zu erwarten(Silberausfällung). Auch der Huminsäureanteil im Abwasser wirkt sich auf die Stabilität der Nanopartikel aus. Während niedrige Konzentrationen unter  $10 \text{ mg C L}^{-1}$  die Nanopartikel stabilisieren, fördern sie darüber die Aggregation.

Einen weiteren Punkt stellt die Auswirkung von Nanomaterialien auf die biologischen Prozesse im Zuge der Abwasserreinigung dar. Kohlenstoffabbau und Nitrifikation / Denitrifikation dürfen durch die anwesenden Verbindungen nicht gestört sein. In eigenen Untersuchungen werden diese Auswirkungen der mengenmäßig relevantesten Nanomaterialien (Silber, Titan, Zink, Cer sowie die Fullerene) im Projekt NanoDESTINARA näher untersucht.

## 5 Zusammenfassung

Neben der Entfernung der traditionellen Abwasserinhaltsstoffen Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Bereich von Milligramm pro Liter werden heute im Zusammenhang mit Abwasserreinigung neue Substanzklassen wie organische Spurenstoffe, Antibiotikaresistenzen und Nanopartikel diskutiert und Abbauverhalten sowie Kläranlagenemissionen und deren toxikologische und ökologische Relevanz für Menschen und Wasserorganismen untersucht. Während das Wissen in Hinblick auf mögliche Technologien zur weitergehenden Entfernung von organischen Spurenstoffen bereits weit gediehen ist und bereits an konkreten Ansätzen für großtechnische Lösungen gearbeitet wird, hinkt der Wissensstand in Hinblick auf Antibiotikaresistenzen sowie möglicher technologischer Verfahren zur Reduktion von Resistenzgenen im Ablauf deutlich nach. Bei Nanopartikeln liegt der Wissensstand über toxikologische Bedeutung und Entfernungstechnologien noch niedriger.

Die sich derzeit abzeichnenden Entwicklungen lassen erwarten, dass zukünftig bei der Umsetzung großtechnischer Lösungen nach dem Stand der Technik die Themenbereiche organische Spurenstoffe und Antibiotikaresistenzen mit zu berücksichtigen sein werden. Es zeichnet sich jedoch ab, dass Lösungen, die zur weitergehenden Entfernung von organischen Spurenstoffen geeignet sind, wie etwas Ozonung oder Aktivkohleanwendung, in der derzeit überlegten technischen Form nicht unbedingt zur befriedigenden Lösung der Thematik von Emissionen an Antibiotikaresistenzen geeignet sind (Für Nanopartikel liegen noch keine entsprechenden Untersuchungen vor). Umso wichtiger erachten es die Autoren, dass zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine auf die Entfernung organischer Spurenstoffe hin optimierten Verfahren umgesetzt werden, welche dann für den Bereich der Antibiotikaresistenzen nicht ausreichend geeignet sind. Ansonsten kann die Situation auftreten, dass zwar durch mit Kosten verbundenen Erweiterungsmaßnahmen die organischen Spurenstoffe entfernt werden, bei einer innerhalb des Abschreibzeitraums liegende Implementierung von Resistenzaspekten in die legislativen Rahmenbedingungen jedoch diesem Aspekt nicht Rechnung getragen werden kann und abermalige Anpassungen notwendig sind. Die nächste Generation von Kläranlagetechnologien wird wohl beide Aspekte befriedigend bedienen müssen. Betreibern sei an dieser Stelle empfohlen, Erweiterungsflächen für (definitiv zu erwartende) weitergehende Reinigungsmaßnahmen bereitzuhalten, die hydraulischen Verhältnisse mit zu berücksichtigen (Lage der Erweiterung zwischen Nachklärbecken und Einleitung ins Gewässer), sowie die Lage für potentiell notwendige Ver- und Entsorgungsleitungen (Strom, Abwasser usw.) mitzudenken.

## 6 Literatur

### 6.1 Thematik organische Spurenstoffe

- Daughton, C. G. und Ternes, T. A. (1999). Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change? *Environ. Health Perspect* 107 907-938.
- Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P. F., Ingerslev, F., Holten Lützhøft, H. C. und Jørgensen, S. E. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphere* 36/2 357-393
- Kreuzinger, N. (2013) Anthropogene Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt - Positionspapier des ÖWAV-Ausschusses "Spurenstoffe". Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 65/5-6, 184-190
- Kreuzinger, N., Schaar H. (2009) Oxidationsverfahren in der Abwasserreinigung. *Wiener Mitteilungen* 212, 265-290
- Loos, R., Carvalho, R., Comero, S., António, DC., Ghiani, M., Lettieri, T., Locoro, G., Paracchini, B., Tavazzi, S., Gawlik, B.M., Blaha, L., Stefan Voorspoels, S., Schwesig, D., Haglund, P., Fick, J., Gans, O. (2012) EU Wide Monitoring Survey on Waste Water Treatment Plant Effluents, JRC Scientific and Policy Reports. EU 2012 Report EUR 25563 EN. ISBN: 978-92-79-26785-7 ISSN: 1018-5593
- ÖWAV (2013) Eine Standortbestimmung zum Themenbereich anthropogene Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt. ÖWAV – Positionspapier. Download Link: [http://www.oewav.at/Page.aspx\\_param\\_target\\_is\\_159248.v.aspx](http://www.oewav.at/Page.aspx_param_target_is_159248.v.aspx)
- Schaar, H., Kreuzinger, N. (2012) Trends in der weitergehenden Abwasserreinigung - Technologische Ansätze zur Entfernung organischer Spurenstoffe. *Wiener Mitteilungen* 226, 149-172
- Ternes, T. A. (1998). Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Wat. Res.* 32/11 3245-3260.

### 6.2 Thematik Antibiotika

- Bouki, Ch., Venieri, D., Diamadopoulos, E. (2013) Detection and fate of antibiotic resistant bacteria in wastewater treatment plants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 91, 1–9
- Davison, J. (1999) Genetic Exchange between Bacteria in the Environment. *Plasmid* 42, 73–91
- Ding, Ch., He, J. (2010) Effect of antibiotics in the environment on microbial populations *Appl Microbiol Biotechnol* 87, 925–941
- Drlica, K., Zhao, X. (2007) Mutant Selection Window Hypothesis Updated. *Clin Infect Dis* 44, 681-688
- ECDC (2014) European Centre for Disease Prevention and Control. Surveillance of antimicrobial consumption in Europe 2011. Stockholm: ECDC; 2014, ISBN 978-92-9193-550-5

- Kümmerer, K. (2003) Significance of antibiotics in the environment. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy* 52, 5–7
- Michael, I., Rizzo, L., McArdeell, C.S., Manaia, C., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Fatta-Kassinos, D. (2013) Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review *Water Research*, Volume 47/3, 957-995
- Novo, A., André. S., Viana, P., Nunes, O.C., Manaia, C. (2013) Antibiotic resistance, antimicrobial residues and bacterial community composition in urban wastewater. *Water Research* 47/5, 1875-1887
- Rizzo, L., Manaia, C., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Ploy, M.C., Michael, I., Fatta-Kassinos, D. (2013) Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Science of the Total Environment* 44, 345–360
- Wikimedia (2011)  
[http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Antibiotics\\_Mechanisms\\_of\\_action.png](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Antibiotics_Mechanisms_of_action.png)

### 6.3 Thematik Nanopartikel

- Behra, R. (2009) Synthetische Nanopartikel und ihre Wirkung. *Eawag News* 67/6 22-24
- Brar, S.K., Verma, M., Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y. (2010) Engineered nanoparticles in wastewater and wastewater sludge – Evidence and impacts. *Waste Management* 30 504–520
- Bruchet, A., Charles, P., Janex Habibi, M.-L., Glucina, K. (2013) Monitoring and treatment of selected nanoparticles. *Water Science & Technology* 68/7 1454-1460
- DaNa (2014) Internetplattform „Daten und Wissen zu Nanomaterialien - Aufbereitung gesellschaftlich relevanter naturwissenschaftlicher Fakten“ betrieben von DECHEMA (Deutsche Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie) und KIT (Karlsruher Institut für Technologie) auf [www.nanopartikel.info](http://www.nanopartikel.info)
- Klaine, S.J., Koelmans, A.A., Horne, N., Carley, S., Handy, R.D., Kapustka, L., Nowack, B., von der Kammer, F. (2012) Paradigms to Assess the Environmental Impact of Manufactured Nanomaterials. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31/1 3-14
- Neale, P.A., Jämting, A.K., Escher, B.I., Herrmann, J. (2013) A review of the detection, fate and effects of engineered nanomaterials in wastewater treatment plants. *Water Science & Technology* 68/7 1440-1463
- Wanga Y., Westerhoffa, I.P., Hristovskib, K.D. (2012) Fate and biological effects of silver, titanium dioxide, and C60 (fullerene) nanomaterials during simulated wastewater treatment processes. *Journal of Hazardous Materials* 201– 202 16– 22

## 7 Danksagung

An dieser Stelle soll ein Dank an die Fördergeber der im Beitrag erwähnten eigenen Forschungsprojekte ergehen:

- Das Projekt **KomOzAk** „Weitergehende Reinigung kommunaler Abwässer mit Ozon sowie Aktivkohle für die Entfernung organischer Spurenstoffe“ wird vom BMLUW Abteilung VII/6 (Fördernummer B202770) und BMLUW Abteilung VII/1 (Projektnummer 100927) gefördert.
- Weitergehende Informationen zum Thema Antibiotikaresistenzen entstammen der **EU-Cost Action** “TD0803: Detecting evolutionary hotspots of antibiotic resistances in Europe (**DARE**)”.
- Das Projekt **NanoDestinARA** – „Verhalten von ausgewählten Nanopartikeln bei der kommunalen Abwasserreinigung“ wird vom FFG (Projektnummer 837514) finanziert.

### Korrespondenz an:

Dr. Norbert Kreuzinger

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: 01 58801-22622

Mail: [norbkreu@iwag.tuwien.ac.at](mailto:norbkreu@iwag.tuwien.ac.at)



# Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen

Vanessa Parravicini, Tanya Valkova

TU-Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

**Abstract:** Aufgrund der Klimaschutzrelevanz von Lachgas ( $N_2O$ ) soll im Rahmen des österreichischen Klimaschutzgesetzes (BGBl. I 106/2011 und KSG-Novelle 2013) auch eine Verringerung der  $N_2O$ -Emissionen aus österreichischen kommunalen Kläranlagen angestrebt werden. Derzeit liegen nur vereinzelt Messungen von  $N_2O$ -Emissionen in der Abluft von Belebungsbecken vor. Dieser Datenmangel erschwert nicht nur die Abschätzung der Emission an Lachgas, das bei der biologischen Abwasserreinigung als Nebenprodukt der biologischen Stickstoffentfernung z.B. über Nitrifikation und Denitrifikation freigesetzt werden kann, sondern auch ein besseres Verständnis über die Entstehungsmechanismen dieses klimarelevanten Gases. Ein Schwerpunkt des vom Lebensministerium geförderten Projektes ReLaKO (Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes) liegt daher auf der Messung von Lachgasemissionen auf ausgewählten kommunalen Kläranlagen, bei denen gleichzeitig die spezifischen Betriebsbedingungen für die Stickstoffoxidation und -entfernung erfasst werden.

**Key Words:** Lachgas, Treibhausgas, Abwasserreinigung, Stickstoffentfernung

## 1 Einführung und Projektziele

Distickstoffmonoxid ( $N_2O$ ), auch unter dem Trivialname „Lachgas“ bekannt, ist ein farbloses Gas aus der Gruppe der Stickoxide. Lachgas ist ein treibhausrelevantes Gas und trägt zu rund 5-6 % zum anthropogen verursachten Treibhauseffekt bei, weshalb  $N_2O$  auch im Kyoto-Protokoll reglementiert ist. Die Treibhausgaswirksamkeit von  $N_2O$  ist rund 310 Mal so hoch wie jene von Kohlendioxid. Außerdem verbleibt emittiertes  $N_2O$  etwa 100 Jahre in der Atmosphäre.

Die Europäische Union hat im Rahmen des Kyoto-Protokolls die Verpflichtung übernommen, ihre Treibhausgasemissionen bis zum Zeitraum 2008 bis 2012

gegenüber 1990 um 8 % zu mindern. Diese Verpflichtung wurde innerhalb der EU in einer Lastenteilung zwischen den Mitgliedsstaaten aufgeteilt, nach der Österreich mit 13 % Emissionsminderung gegenüber dem Basisjahr einen erheblichen Beitrag zu leisten hat (NIR, 2011). 2007 einigten sich die Minister der verschiedenen EU-Mitgliedsstaaten auf eine Verschärfung dieser Verpflichtung und auf eine verpflichtende Senkung der Emission treibhausrelevanter Gase gegenüber 1990 um 20 % bis 2020.

In diesem Kontext wurde 2011 in Österreich das Klimaschutzgesetz (KSG) - Bundesgesetz zur Einhaltung von Höchstmengen von Treibhausgasemissionen und zur Erarbeitung von wirksamen Maßnahmen zum Klimaschutz - verabschiedet (BGBl. I 106/2011 und KSG-Novelle 2013). Das österreichische KSG hat das Ziel eine koordinierte Umsetzung wirksamer Maßnahmen zum Klimaschutz zu ermöglichen und bricht die österreichweit zulässigen Emissionen von Treibhausgasen für die Jahre 2008 bis 2020 auf verschiedene Sektoren herunter (Raumwärme, Abfallwirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft etc.). So wird für den Sektor Abfallwirtschaft (CRF-Sektor 6), zu dem auch die Abwasserbehandlung zählt, die Höchstmenge der Treibhausgasemissionen 2008 bis 2020 mit ~31 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten festgelegt. Das KSG umfasst nationale Emissionen, die nicht dem Emissionshandel unterliegen.

Lachgas entsteht vorwiegend beim Abbau von stickstoffhaltigem Dünger, aber auch im Bereich der Güllelagerung sind beachtliche Emissionen zu verzeichnen. Ferner entsteht Lachgas in Abgaskatalysatoren beim Abbau von Stickoxiden, in der chemischen Industrie und bei der Abwasserreinigung (Abbildung 1).

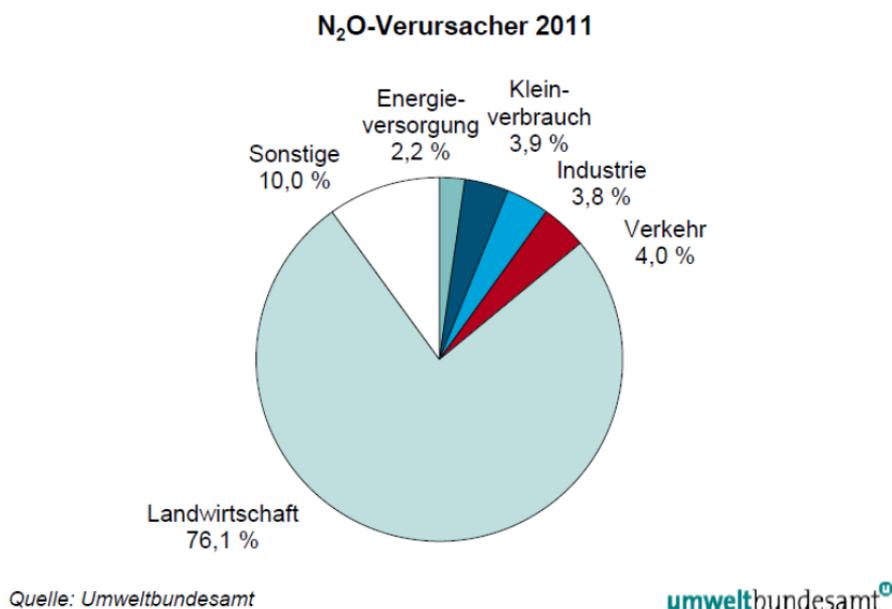


Abbildung 1: Quellen der N<sub>2</sub>O-Emissionen in Österreich im Jahr 2011 (Umweltbundesamt, 2013)

Der Anteil von Lachgas an den gesamten Treibhausgasemissionen Österreichs betrug im Jahr 2011 etwa 6,4 % (NIR, 2013). Im Jahr 2011 wurden in Österreich etwa 17.076 Tonnen N<sub>2</sub>O (~5.417 kt CO<sub>2</sub>-Äquivalente) emittiert, womit gegenüber 1990 die N<sub>2</sub>O-Emissionen um 14,6 % bzw. um rund 2.917 t N<sub>2</sub>O (entspricht rund 904 kt CO<sub>2</sub>-Äquivalenten) gesunken sind. Laut der nationalen Inventur (NIR, 2013) wurden im Berichtsjahr 2011 bei der Abwasserreinigung rund 860 t N<sub>2</sub>O freigesetzt. Dies entspricht rund 5,0 % der gesamten N<sub>2</sub>O-Emission bzw. 266 kt CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

Lachgasemissionen können als Nebenprodukt in der kommunalen Abwasserbehandlung bei der Denitrifikation entstehen, bei der aus Nitrat gasförmige Endprodukte, hauptsächlich molekularer Stickstoff, gebildet werden. Ergebnisse aus der Fachliteratur haben in den letzten Jahren immer häufiger bekräftigt, dass auch die Nitrifikation, die biologische Oxidation von Ammonium zu Nitrat, einen wesentlichen Beitrag zur Lachgasproduktion leisten kann (z.B. Bougard *et al.*, 2006). Da nur in belüfteten Becken ein effizienter Gasaustausch erfolgt, wird Lachgas primär während Belüftungsphasen in die Atmosphäre emittiert. Nachteilige Prozessbedingungen wie z.B. Anreicherung von Nitrit und/oder niedrige Sauerstoffkonzentrationen können sowohl während der Nitrifikation als auch während der Denitrifikation die Lachgasproduktion und -emission begünstigen (z.B. Schulthess *et al.*, 1994). Literaturangaben bezüglich der Quantifizierung der Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen sind meist widersprüchlich und liegen bezogen auf die zufließende N-Zulaufracht verstreut in einem Messbereich von 0,003 % (Ahn *et al.*, 2010) bis 30 % (Itokawa *et al.*, 2001), wobei die höheren Werte aus Laboruntersuchungen stammen. Werden ausschließlich Messungen aus großtechnischen Kläranlagen berücksichtigt, reduziert sich die Schwankungsbreite der freigesetzten N<sub>2</sub>O-Facht auf 0,003% bis 2,6 % der N-Zulaufracht.

## **1.1 Berechnungsmodelle zur Abschätzung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Abwasser**

Derzeit liegen nur vereinzelte Messungen von N<sub>2</sub>O-Emissionen auf kommunalen Kläranlagen sowohl in Österreich als auch auf internationaler Ebene vor. Für internationale Berichtspflichten werden zumeist standardisierte Berechnungsmodelle verwendet. So werden Lachgasemissionen aus dem häuslichen Abwasser nach der IPCC-Methode 1996 grob über die durchschnittliche Pro-Kopf-Eiweißzufuhr, die Einwohnerzahl und den Anschlussgrad ermittelt. Für an die Kanalisation angeschlossene Einwohner gilt:

$$N_2O_{Kl\ddot{a}ranlage} = (Protein \times Frac_{NPR} \times P) \times CR \times DF \times EF$$

$N_2O_{Kl\ddot{a}ranlage}$	$N_2O$ -Emission aus Kläranlagen (kg $N_2O$ -N/Jahr)
Protein	jährliche Proteinaufnahme pro Person (kg protein/person/a)
$Frac_{NPR}$	N-Gehalt in Protein (0,16 kg N/kg Protein)
P	Anzahl der Einwohner
CR	Anschlussgrad der Bevölkerung an kommunalen Kläranlagen
DF....	Anteil der Stickstoffzulauf, die denitrifiziert wird
EF	Emissionsfaktor 0,01 kg $N_2O$ -N/kg $N_{Abwasser}$

Dabei wird nach Orthofer *et al.* (1995) angenommen, dass 1 % des denitrifizierten Stickstoffs als  $N_2O$  emittiert wird. Der Industrieanteil wurde mit zusätzlichen 30 % der kommunalen Emission festgelegt. Dieser Wert beruht auf einer Expertenschätzung und bezieht sich auf die in Kläranlagen eingebrachte Stickstofffracht. Für die Bevölkerung, die nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen ist, gilt:

$$N_2O = (Protein \times Frac_{NPR} \times P) \times (1-CR) \times EF$$

Die Daten zum Anschlussgrad sowie zur Denitrifikation stammen aus den Gewässerschutzberichten sowie aus den aktuellen Lageberichten zur Kommunalen Abwasserrichtlinie der EU (91/271/EWG) des BMLFUW. Der Anschlussgrad betrug 2011 94 %. Vom Stickstoff im Zulauf der kommunalen Kläranlagen wurden im Jahr 2011 etwa 80 % eliminiert.

Für das Jahr 2011 ergibt die Berechnung für die  $N_2O$ -Emissionen nach oben angeführter Methodik für häusliches Abwasser ca. 670 t  $N_2O$  und für Emissionen aus Industrieabwasser (direkt und indirekt eingeleitet) rund 190 t  $N_2O$  (NIR 2013). Die rund 670 t  $N_2O$ -Emissionen für häusliches Abwasser setzen sich zusammen aus dem Anteil, der bei der Abwasserbehandlung über kommunale Kläranlagen entsteht (620 t  $N_2O$ ) und dem Anteil an Emissionen bei der dezentralen Abwassersammlung und -behandlung (50 t  $N_2O$ ).

Im Rahmen der Erstellung des NIR 2014 wird derzeit die Berechnungsmethode für die Ermittlung der  $N_2O$ -Emissionen aus Abwasser geprüft und ein Umstieg auf die Methodik gemäß IPCC-Guidelines 2006 vorbereitet. Hintergrund ist, dass spätestens 2015 – mit Beginn der Berichterstattung im Rahmen der 2. Kyoto-Verpflichtungsperiode (2013-2020) – die österreichische Treibhausgasinventur nach den neuen Regeln (IPCC 2006 GL) zu übermitteln ist.

Bei den neuen Guidelines wird weiters zwischen indirekten  $N_2O$ -Emissionen aus nicht behandeltem Abwasser und direkten  $N_2O$ -Emissionen aus Kläranlagen

mit Stickstoffentfernung unterschieden. Die vorgeschlagenen Emissionsfaktoren sowohl für die indirekte (0,5 % der N-Fracht im Abwasser) als auch für die direkte Emission (3,2 g N<sub>2</sub>O/Person/Jahr) stellen allerdings keine wesentliche Verbesserung dar, weil sie – ähnlich wie bei den IPCC 1996 GL – eine hohe Ungewissheit in sich bergen. Der Emissionsfaktor für die direkte Emission wurde z.B. in einer Feldstudie in den USA im Jahr 1995 auf einer Kläranlage ermittelt, auf der ausschließlich häusliches Abwasser behandelt wurde (Czepiel *et al.*, 1995). Für den Indirekteinleiteranteil (Industrie und Gewerbe) werden die N<sub>2</sub>O-Emissionen noch um 25 % erhöht (Default-Wert basierend auf Daten von Metcalf & Eddy aus 2003 und einer Expertenabschätzung).

Eine Verbesserung der Berechnungsmethode sieht die Verwendung der tatsächlichen Stickstofffrachten aus der EMREG-Datenbank (österreichisches Emissionsregister) anstelle der Herleitung auf Grundlage der Proteinaufnahme der Bevölkerung vor.

Nach den ersten vergleichenden Berechnungen liegen die N<sub>2</sub>O-Emissionen für den gesamten Abwasserbereich (angeschlossene, nicht angeschlossene Bevölkerung sowie industrielle Indirekteinleiter) nach der neuen Methode IPCC 2006 wesentlich niedriger als der aktuelle Inventurwert. Eine Überprüfung der Ansätze zur Berechnung der N<sub>2</sub>O-Emissionen von kommunalen Kläranlagen inklusive Indirekteinleiterberücksichtigung erscheint daher im Rahmen der Umstellung auf die IPCC 2006 Guidelines erforderlich und sinnvoll.

## **1.2 Projekt ReLaKO: Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes**

Aufgrund der Umweltrelevanz von Lachgas und der widersprüchlichen Datenlage bezüglich Emissionen von N<sub>2</sub>O aus Kläranlagen ist eine Neubewertung der Datengrundlage bzw. eine Absicherung bestehender Modelle erforderlich, bevor auf eine Verringerung der Emissionen durch betriebliche Maßnahmen eingegangen werden kann. Daher liegt ein Schwerpunkt des Projektes „ReLaKO“ auf der konkreten Messung von Lachgasemissionen auf Kläranlagen, bei denen gleichzeitig die spezifischen Betriebsbedingungen für die N-Oxidation und N-Entfernung erfasst werden. Somit soll eine Überprüfung der derzeitigen und künftigen standardisierten Berechnungsansätze möglich werden.

Die Hauptschwerpunkte des Forschungsprojektes können wie folgt zusammengefasst werden:

- Bestimmung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus 8 ausgewählten, österreichischen kommunalen Kläranlagen.

- Identifikation von Betriebsbedingungen und Verfahrenstechniken, die die Lachgasemission bei der biologischen Reinigung kommunaler Abwässer verringern.
- Ableitung von Empfehlungen für lachgasemissionsarme Betriebsweisen auf Abwasserreinigungsanlagen sowie von konstruktiven Maßnahmen zur Verringerung der N<sub>2</sub>O-Emissionen.
- Entwicklung eines nachvollziehbaren Berechnungsmodells zur Abschätzung der Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen in Abhängigkeit der Verfahrenstechnik, der Betriebsbedingungen und der Abwasserzusammensetzung.
- Abschätzung der Lachgasemissionen aus österreichischen kommunalen Kläranlagen und Hochrechnung auf nationale Ebene, basierend auf einer möglichst genauen Einteilung der österreichischen kommunalen Kläranlagen in entsprechenden Emissionsklassen.
- Abschätzung/Hochrechnung des Reduktionspotentials für Lachgasemissionen aus kommunalen österreichischen Kläranlagen.

Das Projekt wird vom Lebensministerium gefördert, Projektpartner sind das Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien und das Umweltbundesamt, Abteilung Oberflächengewässer. Der Projektzeitraum erstreckt sich vom Mai 2012 bis November 2014.

## 2 N<sub>2</sub>O-Produktion bei der Abwasserreinigung

Die Stickstoffentfernung auf modernen Kläranlagen wird durch die Kombinationen zweier mikrobiologischer Prozesse, der Nitrifikation und der Denitrifikation, ermöglicht. Die Nitrifikation und die Denitrifikation sind wesentliche Prozesse im natürlichen Stickstoffkreislauf. Wie aus Abbildung 2 ersichtlich stellt Lachgas (N<sub>2</sub>O) ein Zwischenprodukt der Denitrifikation dar. Bei diesem Prozess gewinnen Bakterien aus der Umwandlung von Nitrat bzw. Nitrit zu reduzierteren Stickstoffverbindungen (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO, N<sub>2</sub>O und N<sub>2</sub>) Energie für ihren Metabolismus. Wenn der Prozess ungestört abläuft, ist zu erwarten, dass N<sub>2</sub>O weiter bis zu Stickstoffgas reduziert wird. Da allerdings mehrere chemisch-physikalische Faktoren Einfluss auf den Prozess ausüben können, kann der unvollständige Ablauf der N<sub>2</sub>O-Reduktion zur Freisetzung von N<sub>2</sub>O in die Atmosphäre führen (Helmer-Madhok, 2004).

Zahlreiche wissenschaftliche Studien haben sich in den letzten 40 Jahren mit der Fragestellung beschäftigt, ob neben der Denitrifikation noch weitere natürliche mikrobiologische Prozesse  $N_2O$ -Emissionen verursachen können. Dank dieser Untersuchungen ist heute bekannt, dass Lachgas bei verschiedenen anderen biochemischen Reaktionen z.B. in Böden bzw. in aquatischen Systemen sowie in Kläranlagen produziert wird. Es bestehen immer mehr Hinweise, dass Lachgas auch aus der Aktivität von nitrifizierenden Bakterien gebildet wird.

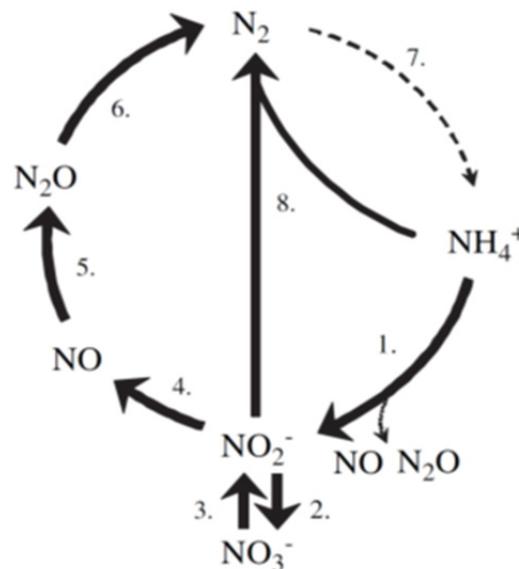


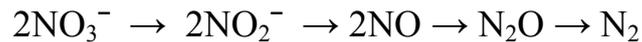
Abbildung 2: Natürliche biologische Stickstoffumsetzungen (Kampschreur *et al.*, 2009)

Legende: 1) aerobe Ammoniumoxidation (autotrophische und heterotrophische AOB und HB), 2) aerobe Nitritoxidation (NOB), 3) Nitratreduktion zu Nitrit (DEN), 4) Nitritreduktion zu Stickstoffmonoxid (AOB und DEN), 5) Stickstoffmonoxidreduktion zu Distickstoffmonoxid, 6) Reduktion von Distickstoffmonoxid zu molekularem Stickstoff, 7) Stickstofffixierung (nicht relevant in den meisten Kläranlagen), 8) Ammoniumoxidation mit Nitrit zu molekularem Stickstoff (Anammox). Vollständige Nitrifikation umfasst 1) und 2), vollständige Denitrifikation 3) bis 6).

In der Folge wird auf die mikrobiologischen Grundlagen der  $N_2O$ -Produktion sowohl aus der Denitrifikation als auch aus anderen Prozessen näher eingegangen. Dabei diente die Arbeit von Helmer-Madhok (2004) über die Stickstoffelimination auf Kläranlagen als bedeutende Informationsquelle.

## 2.1 $N_2O$ -Produktion während der Denitrifikation

Die Denitrifikation ist ein bakterieller Atmungsprozess, bei dem Stickstoffoxide ( $NO_3^-$  bzw.  $NO_2^-$ ) als Elektronenakzeptor für die Oxidation organischer Substanz dienen. Die Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff erfolgt über mehrere, mehr oder weniger unabhängige Reaktionen, die von unterschiedlichen Enzymen katalysiert werden: Nitrat-, Nitrit-, NO- und  $N_2O$ -Reduktase:



Der Prozess der Denitrifikation ist unter aeroben heterotrophen Bakterien weit verbreitet. Die Bakterien verfügen über das komplette Atmungssystem, so dass das Enzymsystem der Denitrifikation nur unter anoxischen Bedingungen induziert wird, da bei thermodynamischer Betrachtung aus der Denitrifikation als Nitratatmung ein geringerer Energiegewinn gegenüber der Sauerstoffatmung resultiert. Die meisten heterotrophen Bakterien können  $\text{NO}_3^-$  bis zu  $\text{NO}_2^-$  reduzieren, nur wenige können die Reduktion bis zu  $\text{N}_2$  weiter führen. Gamble *et al.* (1977) fanden durch Untersuchungen über die Denitrifikation in Böden heraus, dass nur 20 % der isolierten denitrifizierenden Bakterien vollständig denitrifizieren konnten. Außerdem wurden Denitrifikanten isoliert wie z.B. einige Stämme von *Pseudomonas fluorescens* und *P. Chlororaohis*, die  $\text{NO}_3^-$  ausschließlich bis zu  $\text{N}_2\text{O}$  reduzieren können (Brettar & Höfle, 1993).

Das Endprodukt einer vollständigen Denitrifikation ist molekularer Stickstoff. Nitrit, Stickstoffmonoxid und Distickstoffoxid werden als Zwischenprodukte freigesetzt, können allerdings bei unvollständigem Prozessablauf als Endprodukt auftreten. In Hinblick auf die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen können ungünstige Prozessbedingungen wie ein hohes N/CSB-Verhältnis (d.h. ein Mangel an organischen Kohlenstoffverbindungen für eine vollständige Denitrifikation) die Reduktion von  $\text{N}_2\text{O}$  zu  $\text{N}_2$  zum Teil verhindern. Mehrere Autoren haben beim unvollständigen Ablauf der Denitrifikation eine vermehrte Emission von  $\text{N}_2\text{O}$  festgestellt (u.a. Itokawa *et al.*, 2001; Vigneron *et al.*, 2005).

Aus der Fachliteratur ist allgemein bekannt, dass die  $\text{N}_2\text{O}$ -Reduktase gegenüber Sauerstoff das empfindlichste Enzym im Denitrifikationsprozess ist (u.a. Bonin *et al.*, 1989; Schulthess *et al.*, 1994). Demnach haben mehrere Autoren in ihren Untersuchungen eine deutliche Zunahme der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission mit steigendem  $\text{O}_2$  während der Denitrifikationsphase festgestellt (z.B. Tallec *et al.*, 2006; Lemaire *et al.*, 2006). Besonders günstig hat sich der Konzentrationsbereich zwischen 0,3 bis 1 mg  $\text{O}_2/\text{L}$  herausgestellt.

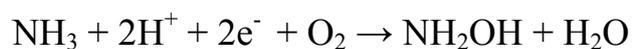
Der Einfluss von Nitrit auf die Akkumulierung von  $\text{N}_2\text{O}$  während der Denitrifikation wurde in zahlreichen Studien intensiv untersucht (u.a. Schulthess *et al.*, 1994; Chuang *et al.*, 2007). Es wird allgemein angenommen, dass Nitrit die Inaktivierung des Enzyms  $\text{N}_2\text{O}$ -Reduktase bewirkt. Die Hemmung auf die  $\text{NO}_3^-$ - bzw.  $\text{NO}_2^-$ -Reduktion soll weniger ausgeprägt sein. Da die Hemmwirkung vom pH-Wert abhängig ist, soll vorwiegend salpetrige Säure ( $\text{HNO}_2$ ) für die Hemmung verantwortlich sein. Bei welcher  $\text{NO}_2^-$ -Konzentration die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission angeregt wird, schwankt je nach Autor. Der niedrigste Wert von ca. 0,4 mg  $\text{NO}_2^-/\text{L}$  wurde von Schulthess & Gujer (1996) im Denitrifikations-

becken einer Kläranlage festgestellt. Dies entspricht bei einem pH-Wert von 7 einer Konzentration an salpetriger Säure von 0,08  $\mu\text{g HNO}_2\text{-N/L}$ .

Neben Nitrit soll auch die Anwesenheit von Schwefelwasserstoff durch eine stärkere Hemmwirkung auf die  $\text{N}_2\text{O}$ -Reduktase die  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion begünstigen (Schönharting *et al.*, 1998; Wicht, 1996). Dabei soll – ähnlich wie bei Nitrit – hauptsächlich die undissoziierte Form von  $\text{H}_2\text{S}$ , die einfacher durch die Zellmembranen durchdringen kann, hemmend sein. Bereits bei einer  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentration von 0,32 mg  $\text{H}_2\text{S-S}_{\text{undiss}}/\text{L}$  ist die Akkumulierung von  $\text{N}_2\text{O}$  durch die Verringerung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Reduktionsrate festzustellen (entspricht bei einem pH-Wert von 7,5 einer Konzentration an  $\text{H}_2\text{S}_{\text{gesamt}}$  von ca. 1,3 mg  $\text{H}_2\text{S-S/L}$ ).

## 2.2 $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion während der Nitrifikation

Bei der Nitrifikation wird Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) in einem zweistufigen Prozess über Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) zu Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) oxidiert. An den zwei Prozessschritten sind unterschiedliche chemolithoautotrophe Bakterien der Familie *Nitrobacteriaceae* beteiligt. Die erste Teiloxidation bis zu  $\text{NO}_2^-$  wird von so genannten ammoniumoxidierenden Bakterien (AOB), die zweite bis zu  $\text{NO}_3^-$  von nitritoxidierenden Bakterien (NOB) durchgeführt. Der erste Schritt wird durch das Enzym Ammonium-Mono-Oxidase (AMO) katalysiert, wodurch  $\text{NH}_3$  zu Hydroxylamin ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) oxidiert wird:



$\text{NH}_2\text{OH}$  ist ein Zwischenprodukt, welches durch die Hydroxylamin-Oxido-Reduktase (HAO) zu Nitrit weiter oxidiert wird. Die AMO kann nach bisherigem Kenntnisstand nur molekulares  $\text{O}_2$  als oxidierendes Agens verwenden, so dass der Prozess in diesem Reaktionsschritt obligat aerob ist. Die Oxidation des Hydroxylamins verläuft hingegen sauerstoffunabhängig. Als Zwischenprodukte der Reaktion werden Nitroxyl (HNO) und möglicherweise Stickstoffmonoxid (NO) postuliert:



Außerdem kann Nitroxyl in geringem Maße in Form von  $\text{N}_2\text{O}$  freigesetzt werden (Anderson, 1965).

Der zweite Schritt der Nitrifikation, die Oxidation von Nitrit zum Nitrat verläuft nach dem heutigen Kenntnisstand über Nitrit-Oxido-Reduktase ohne nachweisbare Zwischenprodukte:



Bei der Nitritoxidation im Belebtschlamm wurde bislang keine Produktion von  $N_2O$  festgestellt (z.B. Goreau *et al.*, 1980).

Zahlreiche Versuche im Labor sowie Feldmessungen auf Kläranlagen belegen, dass das emittierte  $N_2O$  bei der Abwasserreinigung vorwiegend als Nebenprodukt der AOB-Aktivität freigesetzt wird (z.B. Ahn *et al.*, 2010; Foley *et al.*, 2010). Nach dem heutigen Stand des Wissens kann bei der Nitrifikation auf Kläranlagen zwischen zwei verschiedenen, biologischen  $N_2O$ -Entstehungspfaden unterschieden werden: die sogenannte Nitrifikanten-Denitrifikation und die biologische Oxidation von Hydroxylamin. Beide Prozesse sind in Abbildung 3 graphisch beschrieben.

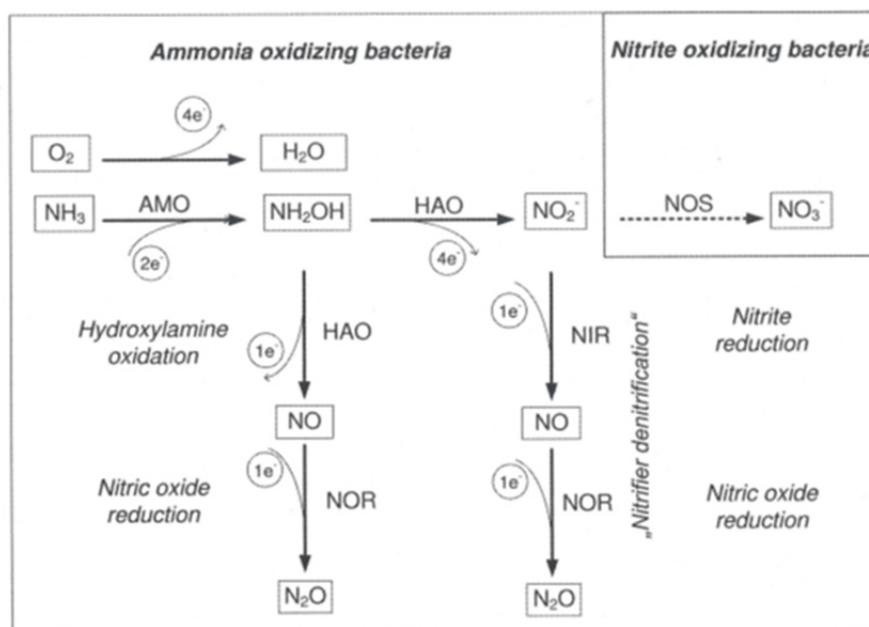
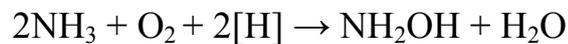
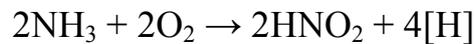


Abbildung 3: Schematische Darstellung der  $N_2O$ -Entstehungspfade durch ammonium-oxidierende Bakterien (aus Schneider, 2013).

### 2.2.1 Nitrifikanten-Denitrifikation

Durch mikrobiologische Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass AOB einen deutlich variableren Metabolismus besitzen, als ursprünglich postuliert. So produzieren z.B. AOB bei niedrigerer Sauerstoffkonzentration als Endprodukt nicht nur  $NO_2^-$  sondern auch  $N_2O$ ,  $NO$  und  $N_2$  (u.a. Kuai & Verstraete, 1998; Jiang & Bakken, 1999). Poth & Focht (1985) untersuchten den Metabolismus von *Nitrosomonas europaea* unter Zugabe von  $^{15}N$ -markiertem  $NH_4^+$  und fanden heraus, dass unter  $O_2$ -limitierenden Bedingungen das produzierte Nitrit zum Teil zu  $N_2O$  reduziert wird. Bei der Nitritreduktion soll Hydroxylamin als Elektronendonator fungieren.

AOB sind demnach unter Sauerstofflimitierung in der Lage, einen Teil der Elektronen aus der Ammoniumoxidation nicht mehr auf Sauerstoff, sondern auf Nitrit zu übertragen:



Die Nitrifikanten-Denitrifikation stellt somit eine Anpassung an  $\text{O}_2$ -Mangelbedingungen dar, wodurch die Zellen Sauerstoff für den obligat aeroben  $\text{NH}_4$ -Oxidationschritt zu  $\text{NH}_2\text{OH}$  sparen können. Mit sinkender Verfügbarkeit von  $\text{O}_2$  nimmt die Freisetzung von  $\text{N}_2\text{O}$  zu. Besonders förderlich erschienen  $\text{O}_2$ -Konzentrationen zwischen 0,5 bis 1 mg  $\text{O}_2/\text{L}$  (Tallec *et al.*, 2006).

In welchem Ausmaß die Nitrifikanten-Denitrifikation zu den  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen aus Kläranlagen beiträgt, kann anhand der vorliegenden Forschungsergebnisse schwer quantifiziert werden. Je nach Prozessbedingungen kann der Beitrag mehr oder weniger ausgeprägt sein. Diesbezüglich soll berücksichtigt werden, dass die Ergebnisse von mikrobiologischen Untersuchungen aufgrund der kurzen Dauer der Inkubationszeiten (Batchversuch von wenigen Stunden bis zu einigen Tagen) sowie aufgrund der Anwendung reiner Kulturen bzw. isolierter Bakterienarten an Mischkulturen im Belebtschlamm nur eingeschränkt übertragbar sind. Laborversuche mit Belebtschlamm als Inokulum haben gezeigt, dass die Nitrifikanten-Denitrifikation abhängig von der  $\text{O}_2$ -Konzentration bis zu 83 % zur emittierten  $\text{N}_2\text{O}$ -Fracht beitragen kann (Tallec *et al.*, 2006).

### 2.2.2 Biologische Oxidation von Hydroxylamin

Die Mechanismen dieses Entstehungspfad sind zum Teil noch unklar. Hooper & Therry (1979) sowie Arp *et al.* (2007) konnten nachweisen, dass neben NO auch  $\text{N}_2\text{O}$  als Produkt der Oxidation von  $\text{NH}_2\text{OH}$  entstehen kann.

Es wird vermutet, dass  $\text{N}_2\text{O}$  als Nebenprodukt der nicht vollständigen Hydroxylamin-Oxidation z.B. durch biologische Reduktion von produziertem NO freigesetzt werden kann. Die Aktivität der Hydroxylamin-Oxidase (HAO) dürfte vorwiegend von der Konzentration an Ammoniak reguliert werden (Stein, 2011). Durch die Anwendung der dynamischen Simulation konnte gezeigt werden, dass sowohl die Nitrifikanten-Denitrifikation als auch die Oxidation von Hydroxylamin berücksichtigt werden müssen, um Messdaten über die Produktion von  $\text{N}_2\text{O}$  bei der biologischen Abwasserreinigung beschreiben zu können (Ni *et al.*, 2013). Die Autoren deuten darauf hin, dass hohe

Konzentrationen an  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_2^-$  für das Überwiegen des Hydroxylamin-Oxidationspfades ausschlaggebend sein könnten. Es ist noch unklar, in welchem Ausmaß die  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung im Zuge der Hydroxylamin-Oxidation zu Nitrit tatsächlich auf biologischem Weg stattfindet oder ob diese vorwiegend durch chemischen Zerfall von den instabilen HNO-Molekülen hervorgerufen wird (Chemodenitrifikation). Zusätzlich kann aus Hydroxylamin auf chemischem Weg  $\text{N}_2\text{O}$  durch Dekomposition entstehen.

### 2.3 Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen

In der Fachliteratur ist eine Vielzahl von wissenschaftlichen Untersuchungen vorwiegend im Labormaßstab zu finden, bei denen sowohl eine qualitative als auch eine quantitative Bewertung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion aus der biologischen Abwasserreinigung angestrebt wurde. Über die Ergebnisse von Messkampagnen auf Kläranlagen wird hingegen nur vereinzelt berichtet (u.a. Czepiel *et al.*, 1995; Wicht, 1996; Schmid & Puxbaum, 1999; EMEP/CORINAIR, 2006; Foley *et al.*, 2010; Ahn *et al.*, 2010).

Die Schwankungsbreite der gemessenen  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion sowohl aus nitrifizierenden als auch aus denitrifizierenden Belebtschlamm ist sehr groß und kann je nach Autor ein bis drei 10er-Potenzen aufweisen. Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission aus der Reinigung von kommunalem Abwasser bezogen auf die zufließende Stickstofffracht schwankt z.B. von 0,003 % in Ahn *et al.* (2010) bis zu 30 % in Itokawa *et al.* (2001). Werden ausschließlich Messungen aus großtechnischen Kläranlagen berücksichtigt, reduziert sich die Schwankungsbreite der **freigesetzten  $\text{N}_2\text{O}$ -Fracht auf 0,003 und ~2,6 % der N-Zulauffracht.**

Die festgestellte Streuung der Ergebnisse kann durch die hohe Beeinflussbarkeit der Lachgasproduktion durch die **Betriebsbedingungen** auf Kläranlagen erklärt werden. Erfahrungen aus der Fachliteratur zeigen, dass die Messergebnisse auf Kläranlagen auch von der gewählten Probenahme- und Messtechnik deutlich beeinflusst werden können (Schneider *et al.*, 2010). Bei den Laborversuchen kann die **Herkunft** sowie die **Zusammensetzung der Biozönose** zusätzlich für die unterschiedlichen Versuchsergebnisse gesorgt haben.

Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion wird vorwiegend auf die N-Fracht im zu behandelnden Abwasser bezogen. Wenn allerdings der Nitrifikations- bzw. der Denitrifikationsprozess durch ungünstige Betriebsbedingungen nicht zufriedenstellend abläuft, können die Untersuchungsergebnisse durch diesen Bezugsparameter nur eingeschränkt verglichen werden. In diesem Fall soll die emittierte  $\text{N}_2\text{O}$ -Fracht auf den umgesetzten Stickstoff bezogen werden (z.B.

NH<sub>4</sub>-N<sub>nitrifiziert</sub> bzw. NO<sub>3</sub>-N<sub>denitrifiziert</sub>). Diese Vorgehensweise wird leider bei den meisten Autoren nicht berücksichtigt.

### 3 Auswahl der Projektkläranlagen

Die Messung der N<sub>2</sub>O-Emissionen wird im Rahmen des Projektes ReLaKO auf 8 ausgewählten Projektkläranlagen durchgeführt. Die Kläranlagen wurden so gewählt, dass möglichst die in Österreich am häufigsten vorkommenden Verfahrenstechniken, Betriebs-/Belastungsbedingungen und Arten der Abwasserzusammensetzung berücksichtigt werden. Diese können wie folgt zusammengefasst werden:

#### Verfahrenstechnik:

- Kläranlagen mit Faulung bzw. aerober Schlammstabilisierung
- Umlaufbecken / SBR-Becken / Durchlaufbecken
- eine oder mehrere Kaskaden
- einstufige bzw. zweistufige Belebung

#### Art der Stickstoffentfernung:

- simultane, intermittierende bzw. vorgeschaltete Denitrifikation oder Kombinationen davon
- N-Entfernung über Nitrifikation/Denitrifikation bzw. Nitritation/Denitritation (z.B. Prozesswasserbehandlung)

#### Abwassereigenschaften:

- hohes bzw. niedriges N/CSB-Verhältnis
- hoher bzw. niedriger Anteil an Gewerbe-/Industrieabwässern (Indirekteinleitern)
- saisonale Belastungsschwankungen (Wintertourismus)
- hohe H<sub>2</sub>S-Konzentrationen im Zulauf (z.B. bei Abwasserdruckleitungen)

#### Betriebsbedingungen:

- hohes bzw. niedriges Schlammalter bzw. CSB-Raumbelastung
- hohe bzw. niedrige O<sub>2</sub>-Konzentration in der Belebung
- Belüftungsregelung (z.B. nach dem Sauerstoffverbrauch, NH<sub>4</sub>-Gehalt oder NH<sub>4</sub>/NO<sub>3</sub>-Gehalt).

Die gewählte Anzahl von 8 Kläranlagen ermöglicht ein erstes Screening quer durch die große Vielfalt der Prozessbedingungen auf Kläranlagen. Gleichzeitig wird auch ein ausreichend großer Pool an Messwerten für eine vertiefende Auswertung gewährleistet. Die wesentlichen Merkmale der ausgewählten Projektkläranlagen sind Tabelle 1 zusammengefasst.

Aufgrund der großen Anzahl an Kläranlagen mit aerober, simultaner Schlammstabilisierung in Österreich (ca. 40 % der gesamten angeschlossenen Einwohnergleichwerte – ÖWAV, 2011) wurden drei Kläranlagen mit diesem Verfahren ausgewählt. Kläranlage C und Kläranlage G behandeln vorwiegend häusliches Abwasser in Umlaufbecken, wobei die Belüftungsregelung auf Kläranlage C nach  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  mit Online-Sonden gesteuert wird. Auf Kläranlage G wird die Belüftungssteuerung (Länge der Belüftungs-/Pausenintervalle) je nach Ablaufwerten händisch optimiert.

Tabelle 1. Allgemeine Merkmale der ausgewählten Projektkläranlagen

	EW <sub>120</sub> Auslegung	EW <sub>120</sub> tatsäch. Auslastung	Eigenschaften	Abwasser	N/CSB Zulauf / Zulauf-Biologie
<b>Kläranlage A</b>	140.500	67.000	mit Faulung, 1 Durchlaufbecken, 5 kaskadierte Umlaufbecken, vorgesch. Deni	häuslich und gew erblich	0,1 / 0,21*)
<b>Kläranlage B</b>	35.000	16.000	ohne Faulung, SBR, vorgesch. + intermit. Deni	häuslich und gew erblich, Weinanbau	0,06
<b>Kläranlage C</b>	27.000	15.000	ohne Faulung, 3 kaskadierte Umlaufbecken, vorgesch. + intermit. Deni	häuslich und gew erblich, Weinanbau	0,09
<b>Kläranlage D</b>	55.000	32.000	mit Faulung, 2-stufige Belebung (Hybridverfahren), vorgesch. + intermit. Deni	eher häuslich	0,1 / 0,15*
<b>Kläranlage E</b>	950.000	750.000	mit Faulung, 3 kaskadierte Umlaufbecken, vorgesch. + intermit. Deni	hoher Industrieanteil	0,09 / 0,15
<b>Kläranlage F</b>	180.000	177.000	mit Faulung, 2 belüftete Selektoren, 1 Durchlaufbecken, 2 kaskadierte Umlaufbecken, intermit. Deni	häuslich und gew erblich, Weinanbau	0,07 / 0,12*)
<b>Kläranlage G</b>	25.000	18.000	ohne Faulung, 1 Durchlaufbecken 1 Umlaufbecken, vorgesch. + intermit. Deni	eher häuslich	0,1*)
<b>Kläranlage H</b>	45.000	27.000	mit Faulung, 3 kaskad. Durchlaufbecken, intermit. Deni	eher häuslich, Wintertourismus	0,09 / 0,15

\*) Mittelwert aus TMP während der N<sub>2</sub>O-Messkampagne, kein Jahresmittelwert

Auf Kläranlage B wird auch der Überschussschlamm simultan stabilisiert, hier ist allerdings die Anwendung des SBR-Verfahrens sowie ein deutlich niedrigeres N/CSB-Verhältnis zu verzeichnen. Obwohl das Abwasser von nur ~2 % der EW in Österreich über dieses Verfahren gereinigt werden, können N<sub>2</sub>O-Messungen in SBR-Becken aufgrund des Batchbetriebs (hoher

Konzentrationsgradient zwischen Zyklusanfang und -ende) wichtige Informationen über die Entstehungspfade von  $N_2O$  liefern.

Bei der Auswahl der Kläranlagen mit Faulung wurde darauf geachtet, dass verschiedenste Abwasserzusammensetzungen sowie Belastungsverhältnisse abgedeckt werden. Kläranlage A ist durch eine vergleichsweise niedrigere CSB-Belastung und eine gezielte vorgeschaltete Denifikation samt Bio-P gekennzeichnet. Kläranlage F verfügt hingegen über 2 Selektoren, hat keine vorgeschaltete Denitrifikation und ein etwas geringeres N/CSB-Verhältnis im Zulauf zur Biologie. Kläranlage E vertritt die Kläranlagen mit Faulung und mit einem hohen Anteil an Industrieabwasser. Auf dieser Kläranlage (wie auch auf der Kläranlage A) ist auch die höhere  $H_2S$ -Konzentration im Zulauf zu nennen. Da ca. 9 % der EW im Abwasser in zweistufigen Kläranlagen gereinigt werden, wurde auch dieses Verfahren mit Kläranlage D berücksichtigt. Auf dieser Kläranlage kann zusätzlich die  $N_2O$ -Emission aus der Prozesswasserbehandlung über Nitritation und Denitritation untersucht werden.

Mehrere österreichische Kläranlagen (ca. 18 % der gesamten angeschlossenen EW) sind von einer Wintersaison mit deutlich höheren Belastungsverhältnissen gekennzeichnet (Wintertourismus). Aus diesem Grund wurde Kläranlage H in das Messprogramm aufgenommen.

Neben der Verfahrenstechnik und den Prozessbedingungen mussten auch andere Anforderungen bei der Auswahl der Kläranlagen erfüllt werden:

1. Erfassung der  $N_2O$ -Fracht: Zur Quantifizierung der emittierten  $N_2O$ -Fracht muss die messtechnische bzw. rechnerische Bestimmung der Belüftungsmenge aus den Belebungsbecken möglich sein. Es gelten folgende Voraussetzungen:
  - In der Belebung sollen Druckbelüfter installiert sein
  - Gebläse und Belebungsbecken sind so angeordnet, dass ein Gebläse ausschließlich ein Belebungsbecken mit Luft versorgt.
2. Plausibilität der Betriebsdaten: Die Plausibilitätsprüfung erfolgte mittels Bilanzierung der Stoffströme CSB, Ges.N und Ges.P. Für die Erstellung der Bilanzen wurde das Programm eDAB - elektronisches Datenerfassungs-, Analyse- und Bilanzierungstool verwendet (eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH).

## 4 Messmethodik

Im Rahmen des Projektes ReLaKO sollen auf den ausgewählten Projektkläranlagen jeweils zwei N<sub>2</sub>O-Messkampagnen durchgeführt werden. Um saisonale Temperatur- und Belastungsschwankungen (z.B. bei Wintertourismus) zu erfassen, ist geplant, die zwei Messkampagnen auf Sommer und Winter zu verteilen. Um die betriebsbedingte hohe Variabilität der N<sub>2</sub>O-Emission zu erfassen, wurde die Dauer der online-N<sub>2</sub>O-Messungen in Abhängigkeit der Belebungsconfiguration der Kläranlage von 2 auf 10 bis 20 Tage verlängert. Dabei wurde das Messprogramm so festgelegt, dass die online-Messung der N<sub>2</sub>O-Emission in jedem zu untersuchenden Belebungsbecken jeweils eine Woche inkl. Wochenende andauern soll.

In den nächsten Kapiteln wird auf die Messmethodik für offene bzw. abgedeckte Becken näher eingegangen. Bei zwei der acht ausgewählten Projektkläranlagen sind die Belebungsbecken abgedeckt.

### 4.1 N<sub>2</sub>O-Messmethodik für offene Belebungsbecken

Bei offenen Belebungsbecken erfolgt die Erfassung eines Teilstromes der Abluft direkt auf der Wasseroberfläche mittels eines geeigneten Luftprobenahmegerätes (Ablufthaube). Zu diesem Zweck wurde eine aufschwimmende, viereckige Ablufthaube aus Multiplexholzplatten mit einer Fangfläche von rund 1 m<sup>2</sup> angefertigt (Abbildung 4).



Abbildung 4: Ablufthaube zur Erfassung eines Teilstromes der Abluft aus dem Belebungsbecken

Aus dem Luftraum unter der Ablufthaube wird die erfasste Abluft über eine Pumpe (120 L/h) von einem der 4 Schlauchanschlüsse kontinuierlich abgezogen.

Nach entsprechender Behandlung (Entfeuchtung/Staubfilter) werden 60 L/h Abluft von einem IR-Spektrometer (Thermo 46i) zur on-line-Messung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration über eine zusätzliche Pumpe im Messgerät in die Messzelle angesaugt. Die restlichen 60 L/h fließen in das zweite IR-Spektrometer zur Bestimmung des  $\text{CO}_2$ -Gehaltes der Abluft (i.d.R. 1 bis 3%). Die parallele on-line-Messung des  $\text{CO}_2$ -Gehaltes ermöglicht die Querempfindlichkeit gegenüber  $\text{CO}_2$  (0,1 ppm  $\text{N}_2\text{O}$  pro %  $\text{CO}_2$ ) der  $\text{N}_2\text{O}$ -Bestimmung mittels Infrarotspektrometrie zu kompensieren. Außerdem kann auf diese Weise die Dichtheit der Ablufthaube kontinuierlich überprüft werden.

Die Abluft aus beiden Geräten wird nach der Messung wieder in die Ablufthaube zurückgepumpt (geschlossener Kreislauf), um den Druck unter der Ablufthaube speziell während der Denitrifikationsphasen auszugleichen (Abbildung 5). Zusätzlich zur online-Messung werden Abluftstichproben genommen und die  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie bestimmt.

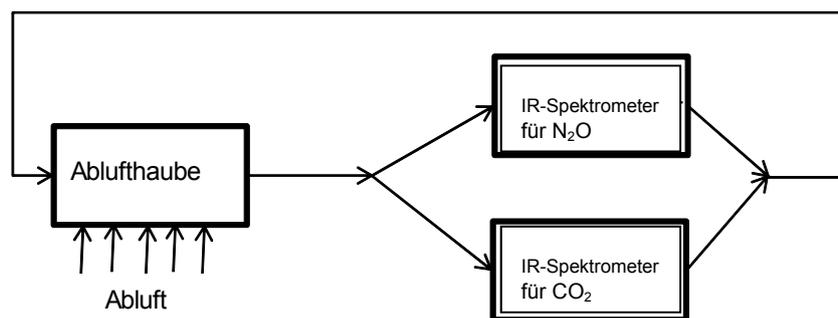


Abbildung 5: Graphische Darstellung der Messanordnung

Auf einer Kläranlage können  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission räumlich bzw. zeitlich getrennt voneinander stattfinden. Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Fracht, die z.B. in unbelüfteten Denitrifikationsphasen gebildet wird, kann erst in den belüfteten Nitrifikationsphasen durch Strippung in die Umgebungsluft gelangen. Um die Entstehungsmechanismen von  $\text{N}_2\text{O}$  besser zu verstehen, ist es daher notwendig, die  $\text{N}_2\text{O}$ -Abluftmessungen durch  $\text{N}_2\text{O}$ -Messungen in der gelösten Phase (Belebtschlammproben) zu ergänzen. Für die Bestimmung von  $\text{N}_2\text{O}$  in Belebtschlammproben wird im Rahmen des Projektes der Einsatz eines  $\text{N}_2\text{O}$ -Mikrosensors (Firma Unisense A/S) zur direkten Bestimmung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration im Belebtschlamm erprobt. Vorteilhaft ist dabei, dass die Messung direkt im Belebungsbecken parallel zur online-Messung von  $\text{N}_2\text{O}$  in der Gasphase erfolgen kann.

Als zweite Messmethode zur Bestimmung der  $N_2O$ -Konzentration in Belebtschlammstichproben wird die sogenannte „*Headspace-Technik*“ mittels GC-MS – wie in Kimochi *et al.* (1998) beschrieben – angewendet.

Um die Prozessbedingungen in der Nähe der Ablufthaube besser zu definieren, werden folgende zusätzliche Parameter in regelmäßigen Abständen bestimmt:  $NH_4-N$ ,  $NO_2-N$ ,  $NO_3-N$ . Die online-Messung maßgeblicher Betriebsparameter wie pH-Wert,  $O_2$ -Konzentration und Temperatur neben der Ablufthaube sowie die Bestimmung der Aktivität der Mikroorganismen im Belebtschlamm (Atmungsmessungen nach Svoldal, 1997) ergänzen das Messprogramm.

Zweimal in der Woche werden die online-Messgeräte sowie die Messsonden im Belebungsbecken gecheckt und bei Bedarf neu kalibriert. An diesen Tagen erfolgt auch die Entnahme von Abluft- bzw. Belebtschlammstichproben für die analytische Bestimmung von Zusatzparametern.

Um die Akquisition, Verarbeitung und Ablage der im Rahmen der Messkampagnen erfassten on-line-Messdaten zu optimieren, wurde die Messnetzplattform iTUWmon (intelligent information water monitoring networks) implementiert (Winkler & Winkelbauer, 2011). Die gemeinsame Zeitbasis der erfassten Messdaten sowie die Möglichkeit, direkt von jedem Institutsrechner aus über die Oberfläche von iTUWmon und den Datenserver die laufende Messung zu überwachen, sind neben anderen Vorteilen der Messnetzplattform iTUWmon entscheidende Punkte für deren Einsatz.

Für die Beschreibung der Prozessbedingungen in der Belebung werden zusätzlich die Messwerte der Eigenüberwachung der Kläranlagen herangezogen. Tagesganglinien in Minutenwerten für Parameter wie Zulaufmenge, Zulauftemperatur und -pH-Wert sowie  $O_2$ -Konzentration in den Belebungsbecken sind auf den meisten Kläranlagen verfügbar. Manche Kläranlagen verfügen zusätzlich über  $NH_4$ -Sonden in der Belebung bzw. im Ablauf. Die Schwankungen der Zulaufmengen geben nicht nur Information über die Tagesbelastungsschwankungen, sondern auch über die Wetterbedingungen (Trocken- bzw. Regenwetter).

Darüber hinaus werden bei Kläranlagen mit Faulung Daten über die zurückfließende Menge an Prozesswasser aus der Schlammentwässerung angefragt. Die darin enthaltene  $NH_4-N$ -Fracht liegt üblicherweise bei 15 bis 20 % der N-Fracht im Zulauf zur Kläranlage und kann daher bei stoßweiser Einleitung zu erheblichen Belastungsschwankungen beim Nitrifikationsprozess führen.

Es wird angestrebt, die N<sub>2</sub>O-Messungen in einem Zeitraum durchzuführen, in dem der Betriebszustand der Kläranlagen als „normal“ (z.B. keine Instandhaltungsarbeiten, alle Becken ordnungsgemäß in Betrieb) und „stationär“ (z.B. begrenzte Schwankungen des TS-Gehaltes in der Belebung) bezeichnet werden. Erfolgt die Messung der N<sub>2</sub>O-Emissionen unter diesen Betriebsbedingungen, können die Ergebnisse als repräsentativ für den „normalen“ Betrieb der Kläranlage angenommen werden.

Während der belüfteten Phasen entspricht die N<sub>2</sub>O-Konzentration unter der Ablufthaube jener, die mit der Abluft aus dem Belebungsbecken ausgestrippt wird. Während der nicht belüfteten Denitrifikationsphasen verändert sich hingegen die N<sub>2</sub>O-Konzentration im Luftraum unter der Ablufthaube nur sehr langsam, weil der Transportkoeffizient ( $k_{La}$ ) ohne Belüftung wesentlich kleiner ist. In der Fachliteratur wird für die Simulation der N<sub>2</sub>O-Emission aus Belebungsbecken ein  $k_{La}$  von 70 d<sup>-1</sup> für belüftete Phasen und von 2 d<sup>-1</sup> für unbelüftete eingesetzt (Siegrist & Gujer, 1994). Die gemessene N<sub>2</sub>O-Konzentration während zu kurzer Denitrifikationsphasen kann aufgrund des langsameren Gasaustausches unter der Haube vom tatsächlichen N<sub>2</sub>O-Gehalt in der Abluft wesentlich abweichen. Informationen über N<sub>2</sub>O-Produktion bzw. -Abbau während der Denitrifikation sollen in diesem Fall durch Messungen im Belebtschlamm mittels N<sub>2</sub>O-Mikrosensor bzw. Headspace-Technik gewonnen werden.

Ausgehend von den N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der flüssigen Phase ist eine Abschätzung der zu erwartenden N<sub>2</sub>O-Emission in nicht belüfteten Phasen/Becken mit folgender Formel möglich:

$$\text{Fr.- N}_2\text{O} = k_{LaN_2O} \times (S_{N_2O} - p_{N_2O_{Luft}} \times H_{N_2O}) \times V_{BB}$$

Fr.- N <sub>2</sub> O	Fracht an emittiertem N <sub>2</sub> O [g N <sub>2</sub> O/d]
$k_{LaN_2O}$	Gastransferkoeffizient unter Prozessbedingungen für N <sub>2</sub> O [d <sup>-1</sup> ]
$S_{N_2O}$	N <sub>2</sub> O-Konzentration in der flüssigen Phase – Belebtschlamm [g/m <sup>3</sup> ]
$p_{N_2O_{Luft}}$	N <sub>2</sub> O-Partialdruck in der Umgebungsluft [bar]
$H_{N_2O}$	Henrykonstante für N <sub>2</sub> O [g N <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup> /bar]
$V_{BB}$	Volumen vom Belebungsbecken [m <sup>3</sup> ]

Im Falle der Messung mittels Ablufthaube kann die emittierte N<sub>2</sub>O-Fracht in belüfteten Phasen/Becken wie folgt berechnet werden:

$$\text{Fr.- N}_2\text{O} = (p_{N_2O_{Abluft}} - p_{N_2O_{Umgebungsluft}}) \times Q_{Abluft}$$

Fr.- N <sub>2</sub> O	Fracht an emittiertem N <sub>2</sub> O [kg N <sub>2</sub> O/min]
pN <sub>2</sub> O <sub>Abluft</sub>	Konzentration an N <sub>2</sub> O in der Abluft des Belebungsbeckens [mg N <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup> ]
pN <sub>2</sub> O <sub>Umgebungsluft</sub>	Konzentration an N <sub>2</sub> O in der Umgebungsluft [mg N <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup> ]
Q <sub>Abluft</sub>	Abluftmenge in Folge der Belüftung im Belebungsbecken [m <sup>3</sup> /min]

Um die tatsächliche N<sub>2</sub>O-Emission zu berechnen, wird von der gemessenen N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Abluft (pN<sub>2</sub>O<sub>Abluft</sub>) die „background“-N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Umgebungsluft am Kläranlagengelände (pN<sub>2</sub>O<sub>Umgebungsluft</sub>) abgezogen. Die tägliche Fracht ergibt sich aus der Summe der Minutenwerte über 24 h.

Die Berechnung der Belüftungsmengen an der Ansaugstelle eines Gebläses (Q<sub>Ansaugluft</sub>) kann bei Drehkolbengebläsen u.a. über die Frequenz des elektrischen Antriebsmotors, das Übersetzungsverhältnis zwischen Antriebsmotor und Gebläse sowie den Inhalt und den Verlustvolumenstrom des Gebläses erfolgen. Die Abluftmenge aus dem Belebungsbecken (Q<sub>Abluft</sub>) kann aus Q<sub>Ansaugluft</sub> anhand einer Gasbilanz über das Belebungsbecken, wie in Frey (1989) beschrieben, ermittelt werden. Vorausgesetzt wird, dass während der Belüftung nur geringfügige Denitrifikation auftritt und dass das System im Gleichgewicht ist.

$$Q_{\text{Abluft}} = Q_{\text{Ansaugluft}} \times (p_{\text{N}_2} + p_{\text{Ar}})_{\text{Ansaugluft}} / [P_{\text{Abluft}} - (p_{\text{O}_2} + p_{\text{CO}_2} + p_{\text{H}_2\text{O}})_{\text{Abluft}}]$$

p <sub>N<sub>2</sub></sub> , p <sub>Ar</sub>	Partialdruck von Stickstoff, Argon, etc. [Pa]
P <sub>Abluft</sub>	Gesamtdruck der Abluft [Pa]

Die Ablufthaube wird in belüfteten Becken direkt über dem Belüftungsfeld positioniert. Verfügt das Becken über mehrere Belüftungsfelder, die nicht immer gleichzeitig betrieben werden, wird das Belüftungsfeld ausgewählt, das bei der Belüftungsregelung als erstes eingeschaltet bzw. als letztes abgeschaltet wird. Somit kann gewährleistet werden, dass die emittierte N<sub>2</sub>O-Fracht bei jeder Einstellung der Belüftungsregelung berechnet werden kann. Bei der Berechnung der N<sub>2</sub>O-Fracht wird die Annahme getroffen, dass die Belüftungsluft, wenn alle Belüftungsfelder eingeschaltet sind, auf diese gleichmäßig aufgeteilt wird. Das kann von der Realität abweichen, wenn die Druckverluste in den einzelnen Belüftungsfeldern unterschiedlich sind.

Ergebnisse aus der Fachliteratur deuten darauf hin, dass die N<sub>2</sub>O-Emission aus einem Belebungsbecken räumlich variieren kann (Beier, 1994; Suemer *et al.*, 2005). Im Projekt ReLaKO wurde der Schwerpunkt eher auf die zeitliche Änderung der N<sub>2</sub>O-Emission an einer ausgewählten Stelle im Belebungsbecken gelegt. Dieser Einsatz erscheint geeigneter, um Zusammenhänge zwischen der

N<sub>2</sub>O-Emission und der zeitlichen Veränderung von Belastungsverhältnissen bzw. Betriebsbedingungen festzustellen. Nur in Einzelfällen wurden z.B. in sehr langen Umlaufbecken Messungen mit der Ablufthaube an zwei Stellen durchgeführt.

Die Messungen wurden i.d.R. in allen belüfteten Kaskaden der ausgewählten Kläranlagen durchgeführt. In Denitrifikations- bzw. Bio-P-Becken wurde die N<sub>2</sub>O-Konzentration nur im Belebtschlamm mittels Lachgassonde und Headspace-Technik gemessen. Bei Kläranlagen, die zwei- bzw. mehrstraßig durchflossen werden, wurde aus Zeitgründen nur eine Straße beprobt. Anhand der Betriebsdaten wurde dann abgeschätzt, ob wesentliche betriebliche Unterschiede zwischen den parallel betriebenen Belebungsbecken bestehen, die einen Einfluss auf die N<sub>2</sub>O-Produktion bzw. -Emission haben können.

#### 4.2 N<sub>2</sub>O-Messmethodik für abgedeckte Belebungsbecken

Die Probenahme für die Messung der N<sub>2</sub>O-Konzentration in der Abluft aus der Belebung erfolgt im Fall **von abgedeckten Becken** direkt aus der Abluftleitung. Um die emittierte N<sub>2</sub>O-Fracht zu berechnen, muss die Abluftmenge ermittelt werden. Zu diesem Zweck wurde die Abluftströmungsgeschwindigkeit in der Leitung mittels eines Differenzdruckmanometers mit Staudrucksonde gemessen (Mikromanometer TSI, Modell Nr. 8705-M).

Der Probenahmeschlauch, der sonst mit der Ablufthaube verbunden ist, wird über ein Loch in der Leitungswand in die Abluftleitung eingebracht. Soll in dieser Öffnung auch die Strömungsgeschwindigkeit der Abluft gemessen werden, muss die Position des Probenahmeloches wenn möglich mit ausreichendem Abstand zu Krümmungen bzw. Verengungen/Ausweitungen der Leitung gewählt werden.

Aus der Abluftströmungsgeschwindigkeit und dem Durchmesser der Leitung kann die Abluftmenge (m<sup>3</sup>/min) errechnet werden. Die Berechnung der emittierten N<sub>2</sub>O-Fracht erfolgt dann ähnlich wie bei offenen Becken:

$$\text{Fr.- N}_2\text{O} = (p\text{N}_2\text{O}_{\text{Abluft}} - p\text{N}_2\text{O}_{\text{Umgebungsluft}}) \times A_{\text{Abluftleitung}} \times v_{\text{Abluftleitung}}$$

Fr. - N <sub>2</sub> O	Fracht an emittiertem N <sub>2</sub> O [kg N <sub>2</sub> O/min]
pN <sub>2</sub> O <sub>Abluft</sub>	Konzentration an N <sub>2</sub> O in der Abluft des Belebungsbeckens [mg N <sub>2</sub> O/Nm <sup>3</sup> ]
pN <sub>2</sub> O <sub>Umgebungsluft</sub>	Konzentration an N <sub>2</sub> O in der Umgebungsluft [mg N <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup> ]
A <sub>Abluftleitung</sub>	Querschnitt der Abluftleitung aus dem untersuchten Belebungsbecken [m]
v <sub>Abluftleitung</sub>	Strömungsgeschwindigkeit der Abluft in der Abluftleitung [m <sup>2</sup> /min]

In diesem Fall werden die gemessenen  $N_2O$ -Konzentrationen über einen Tag gemittelt und mit dem ausgewerteten Mittelwert der Abluftmenge multipliziert.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Anwendung der oben beschriebenen Methode zur Erfassung der  $N_2O$ -Emission ist, dass die aus der Belebung austretende Abluft ( $Q_{Abluft}$ ) zur Gänze über die Abluftleitung angesaugt wird. Wird z.B. bei zu geringer Ventilatorleistung nur ein Teil des Ablufstromes aus der Belebung erfasst, tritt aufgrund des Überdruckes unter der Abdeckung die restliche Menge in die Atmosphäre aus, mit der Folge, dass die erfasste  $N_2O$ -Emission aus der Belebung unterschätzt wird. Die Bedingung, dass  $Q_{Abluftleitung}$  ausreichend höher ist (am besten doppelt so hoch) als  $Q_{Abluft}$ , wird auf den Projektkläranlagen bei jeder Messkampagne überprüft.

Eine weitere Voraussetzung für die korrekte Erfassung der  $N_2O$ -Konzentration stellen günstige Luftströmungsverhältnisse (Vermeidung von Kurzschlüssen/Totzonen) im Gasraum unter der Abdeckung dar. Diese können durch die günstige Positionierung der Lüftungsöffnungen und Abluftabzugsleitungen gewährleistet werden. Eine Überprüfung der tatsächlichen Luftströmungsverhältnisse in abgedeckten Belebungsbecken wurde im Rahmen des Projektes nicht unternommen. Wo möglich, wurden vergleichende  $N_2O$ -Messungen mittels Ablufthaube durchgeführt.

Ein Vorteil der Messung in abgedeckten Belebungsbecken ist die Möglichkeit, die gesamte  $N_2O$ -Emission aus der Gesamtoberfläche des Beckens zu erfassen. Im Falle der Anwendung der Ablufthaube kann hingegen die Messung der emittierten  $N_2O$ -Fracht nur punktuell erfolgen. Die Hochrechnung auf die Gesamtemission kann dann nur unter der Annahme bewerkstelligt werden, dass die emittierte  $N_2O$ -Fracht räumlich keinen bedeutenden Schwankungen unterliegt.

Nachteilig bei der Messung in abgedeckten Becken ist die Tatsache, dass bei dieser Methode eine genaue Zuordnung der  $N_2O$ -Emission zu den Prozessbedingungen (z.B. aerobe Phase bzw. Denitrifikationsphase) in intermittierend belüfteten Becken mit mehreren und unterschiedlich betriebenen Belüftungsfeldern nicht möglich ist.

## 5 Vorläufige Messergebnisse

Die vorläufigen Ergebnisse aus den N<sub>2</sub>O-Messkampagnen können wie folgt zusammengefasst werden:

### 5.1 Dynamik der N<sub>2</sub>O-Emissionen

Während der durchgeführten Messungen wurde auf allen Kläranlagen sowohl im täglichen als auch im wöchentlichen Gang der N<sub>2</sub>O-Emissionen eine sehr ausgeprägte Dynamik festgestellt (Abbildung 6). Diese Feststellung bekräftigt die Aussage, dass für eine korrekte Ermittlung der N<sub>2</sub>O-Emissionen Langzeitmessungen unentbehrlich sind und kurze Messungen zu Über- bzw. Unterschätzungen der Emissionen führen könnten.

Ein deutlicher Zusammenhang mit den zeitlich schwankenden Belastungsverhältnissen (Belastungspeak während des Tages, niedrige Zulaufkraft in der Nacht) war auf mehreren Kläranlagen erkennbar. Auf manchen Kläranlagen wurden erhöhte N<sub>2</sub>O-Emissionen auch während der Nachtstunden beobachtet.

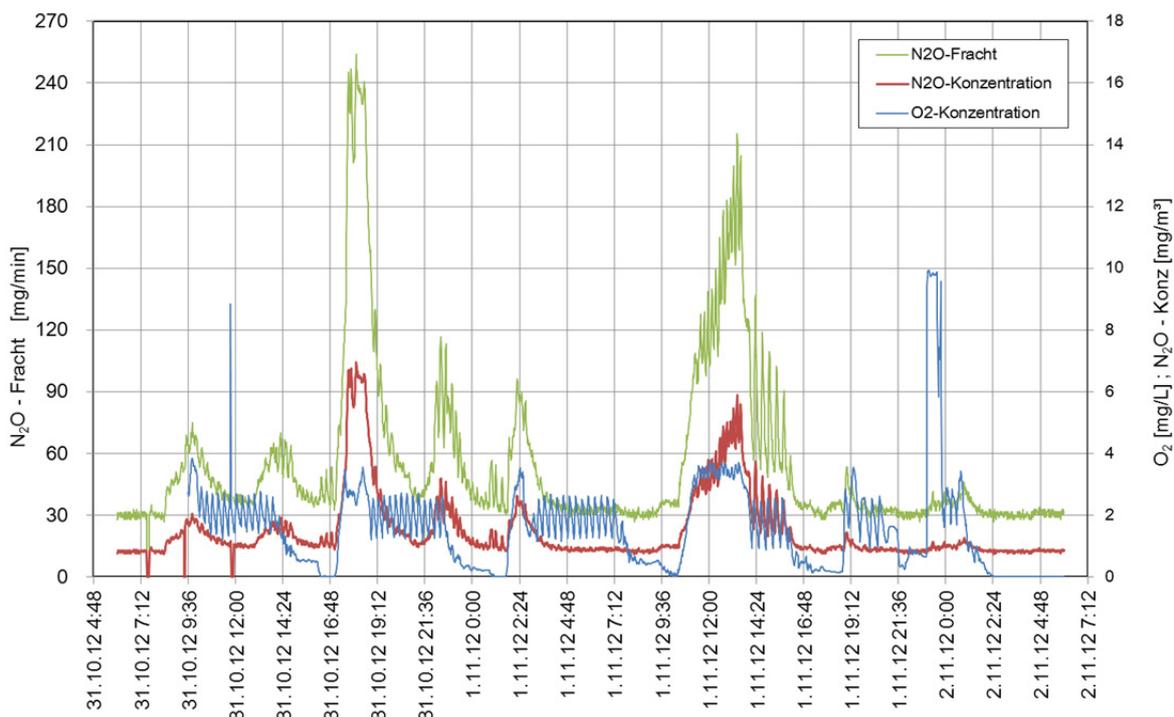


Abbildung 6: Zeitlicher Verlauf der N<sub>2</sub>O-Emission (Konzentration und Fracht) in einem SBR-Belebungsbecken der Kläranlage B (2. Messung)

Wie der Abbildung 7 beispielweise zu entnehmen ist, konnte im Laufe der Messungen auf mehreren Kläranlagen nachgewiesen werden, dass die erhöhten N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Abluft hauptsächlich mit den täglichen

Schwankungen der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Belebungsbecken korrelieren. Das Ausmaß der täglichen  $\text{N}_2\text{O}$ -Spitzen erscheint speziell auf Kläranlage F auch von Änderungen in der Abwasserzusammensetzung im Zulauf zur Biologie (N/CSB-Verhältnis) beeinflusst zu werden.

Erhöhte  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen wurden während Regenereignisse festgestellt (Abbildung 8). Zum einen können diese auf die Stoßspülung des Kanalsystems, viel mehr aber auf die Stoßbelastung der Kläranlage zurückgeführt werden.

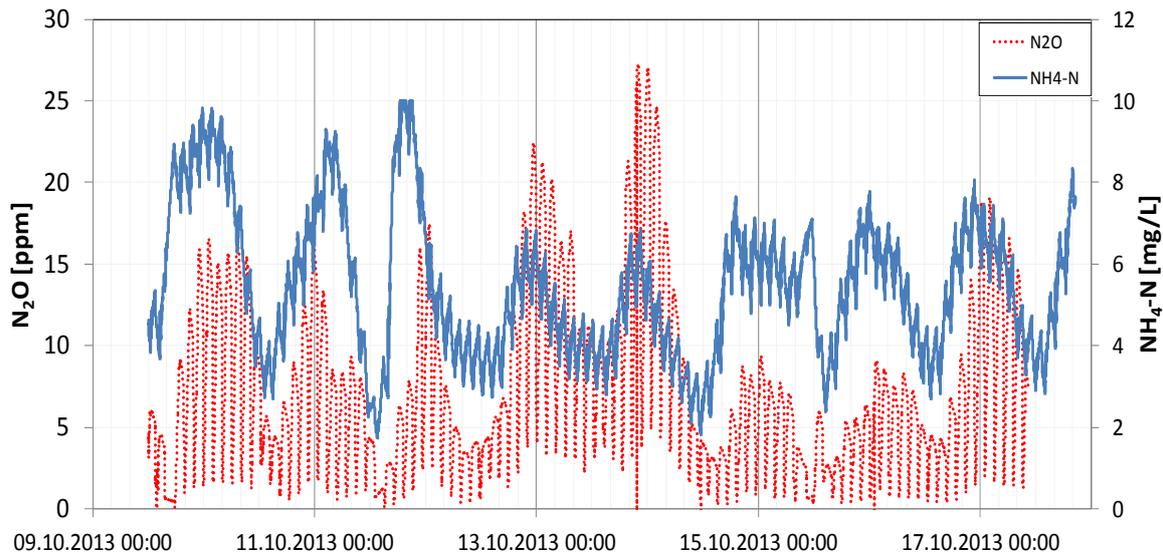


Abbildung 7: Ganglinie der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Belebtschlamm und der  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentrationen in der Abluft aus einem Umlaufbecken der Kläranlage F (1. Messung).

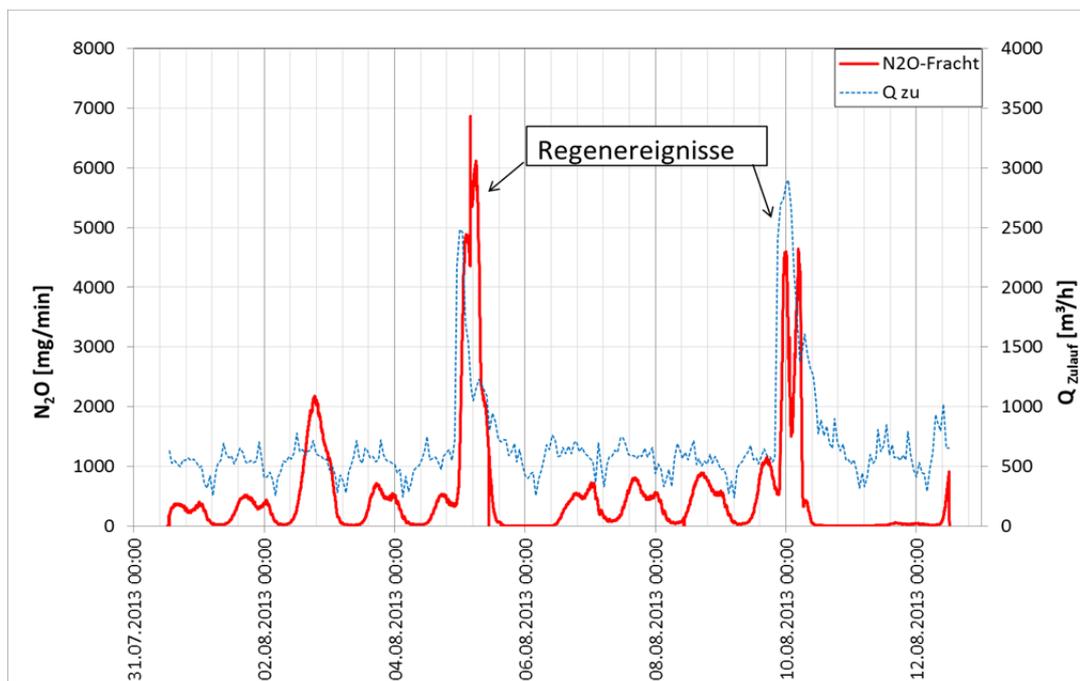


Abbildung 8: Ganglinie der emittierten  $\text{N}_2\text{O}$ -Fracht aus einem Umlaufbecken mit kontinuierlicher Belüftung auf der Kläranlage A (2. Messung)

## 5.2 N<sub>2</sub>O-Produktion während der Nitrifikation

Es konnte auf allen untersuchten Kläranlagen nachgewiesen werden, dass die Produktion und Emission von N<sub>2</sub>O hauptsächlich während der Nitrifikation stattfinden. Beim Einschalten der Belüftung nach Denitrifikationsphasen in intermittierend belüfteten Belebungsbecken wurde in der Abluft meist keine erhöhte N<sub>2</sub>O-Fracht erfasst, was durch die Strippung von während der Denitrifikation akkumuliertem N<sub>2</sub>O der Fall sein müsste. Wie aus der Abbildung 9 ersichtlich, sank die N<sub>2</sub>O-Konzentration unter der Ablufthaube nach Einschalten der Belüftung nach jeder Denitrifikationsphase deutlich ab und stieg dann nach Einsetzen der Nitrifikation wieder an. Dies lässt auf eine Verdünnung der während der Denitrifikation im Messkreislauf geführten Abluft mit der unmittelbar emittierten, N<sub>2</sub>O-ärmeren Abluft aus dem Becken schließen. Solches Verhalten konnte auch durch Messungen im Belebtschlamm mittels N<sub>2</sub>O-Mikrosensor auf manchen Kläranlagen bestätigt werden. Es konnte ein Rückgang der N<sub>2</sub>O-Konzentration im Belebungsbecken unter anoxischen Bedingungen und ein Anstieg während der Nitrifikationsphasen festgestellt werden (Abbildung 9).

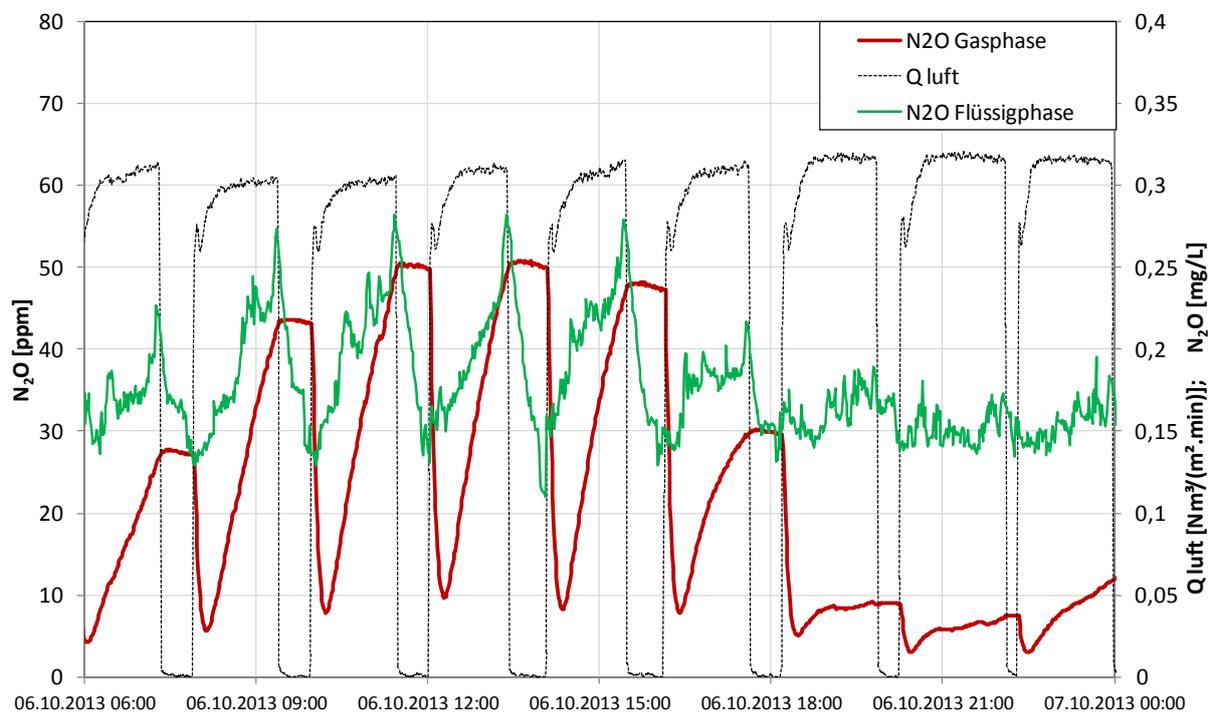


Abbildung 9: Verlauf der N<sub>2</sub>O-Konzentrationen in der Flüssig- und Gasphase während intermittierender Belüftung in einem Umlaufbecken der Kläranlage F (1. Messung).

Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion und -Emission während der Nitrifikation konnte eindeutig in einem der SBR-Becken der Kläranlage B beobachtet werden (Abbildung 10). Am Anfang der aeroben Zyklusphase (Nitrifikation), bei ausreichend vorhandener  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration stieg die  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration in der Abluft kontinuierlich an. So bald während der belüfteten Zyklusphase die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration unter  $0,12 \text{ mg N/L}$  sank, war eine deutliche Reduktion der emittierten  $\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration in der Abluft feststellbar.

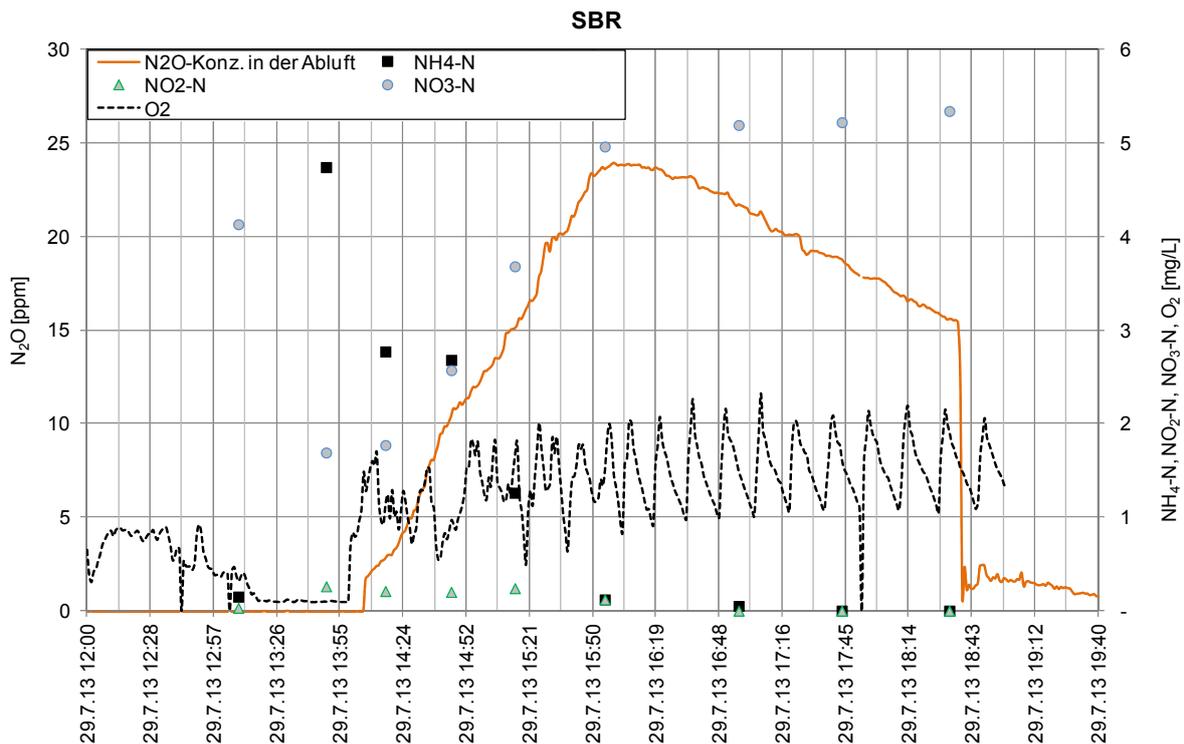


Abbildung 10. Verlauf der Konzentration an  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  im Belebtschlamm und  $\text{N}_2\text{O}$  in der Abluft während eines Zyklus in einem SBR-Becken der Kläranlage B (4. Messung)

Anhand der vorläufigen Messergebnisse kann angenommen werden, dass  $\text{N}_2\text{O}$  im Belebtschlamm während der Denitrifikation eher abgebaut wird. Voraussetzung dafür sind allerdings günstige Prozessbedingungen für die Denitrifikation wie  $\text{O}_2 < 0,2 \text{ mg/L}$  und ausreichend CSB. Diese Bedingungen waren auf den meisten Kläranlagen erfüllt.

### 5.3 Auswertung der $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen

Aufgrund der in Kapitel 5.2 angeführten Erkenntnisse wurden für die Berechnung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen die Annahmen getroffen, dass die Emission hauptsächlich während der belüfteten Nitrifikationsphasen aufgrund der  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion und des hohen Transferkoeffizienten  $k_L a$  von der Flüssigkeit in die Gasphase stattfindet. Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission während der nicht belüfteten

Denitrifikationsphasen ist vergleichsweise vernachlässigbar: Abbau von  $N_2O$ , viel geringerer Transferkoeffizient  $k_{La}$ .

Eine Zusammenfassung der vorläufigen Auswertung der  $N_2O$ -Messkampagnen stellt fest, dass die emittierte  $N_2O$ -Fracht zwischen 0,001 und 1,24 % (Medianwert: 0,18 %) der N-Fracht im Zulauf zur Biologie liegt. Das stimmt mit den Ergebnissen aus der Fachliteratur gut überein. Die EW-spezifische  $N_2O$ -Emission schwankt je nach Kläranlage zwischen 0,07 und 63 g  $N_2O$ /EW<sub>120,ARA</sub>/a (Medianwert: 5,4 g  $N_2O$ /EW<sub>120,ARA</sub>/a).

Unter Berücksichtigung der bis jetzt ausgewerteten  $N_2O$ -Messkampagnen (sowohl 2-tägigen als auch längeren) konnte ein gewisser Zusammenhang zwischen der CSB-Raumbelastung der Biologie und der EW<sub>120</sub>-spezifische  $N_2O$ -Emission auf den jeweiligen Kläranlagen festgestellt werden (Abbildung 11). Da allerdings auf den unterschiedlichen Kläranlagen auch andere Faktoren die  $N_2O$ -Emission beeinflussen können, soll dieses Ergebnis mit Vorsicht betrachtet werden.

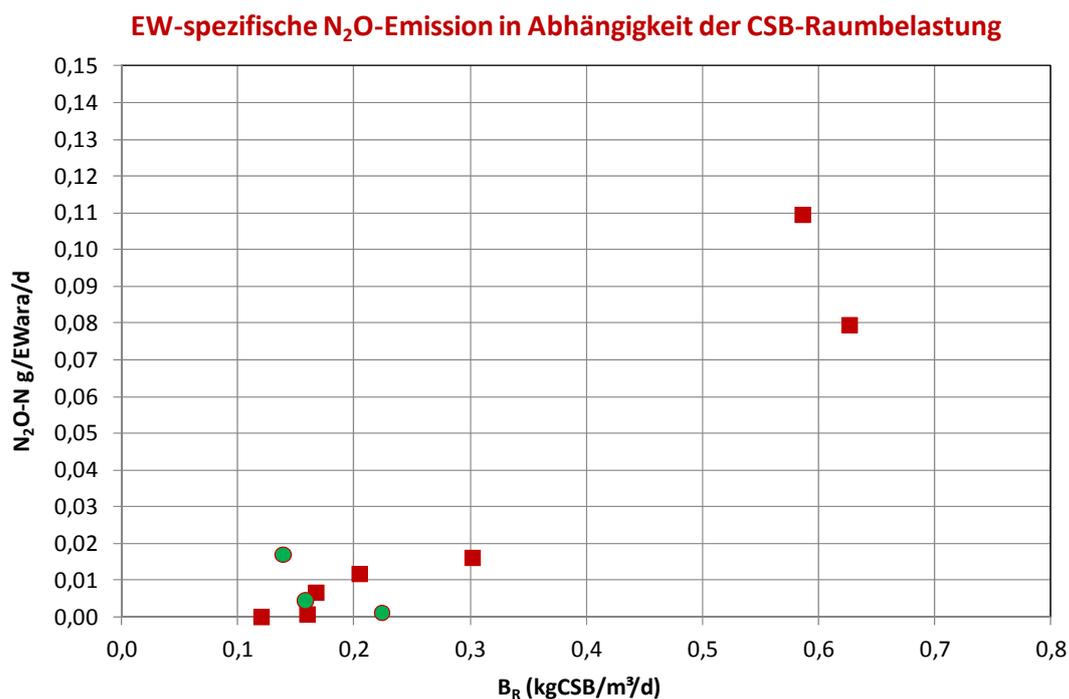


Abbildung 11: EW-spezifische  $N_2O$ -Emission aus den untersuchten Kläranlagen (Kreise stellen Ergebnisse der längeren Messkampagnen dar). Jeder Punkt in der Abbildung entspricht der durchschnittlichen täglichen  $N_2O$ -Emission (24h), die im Rahmen einer Messkampagne erfasst wurde.

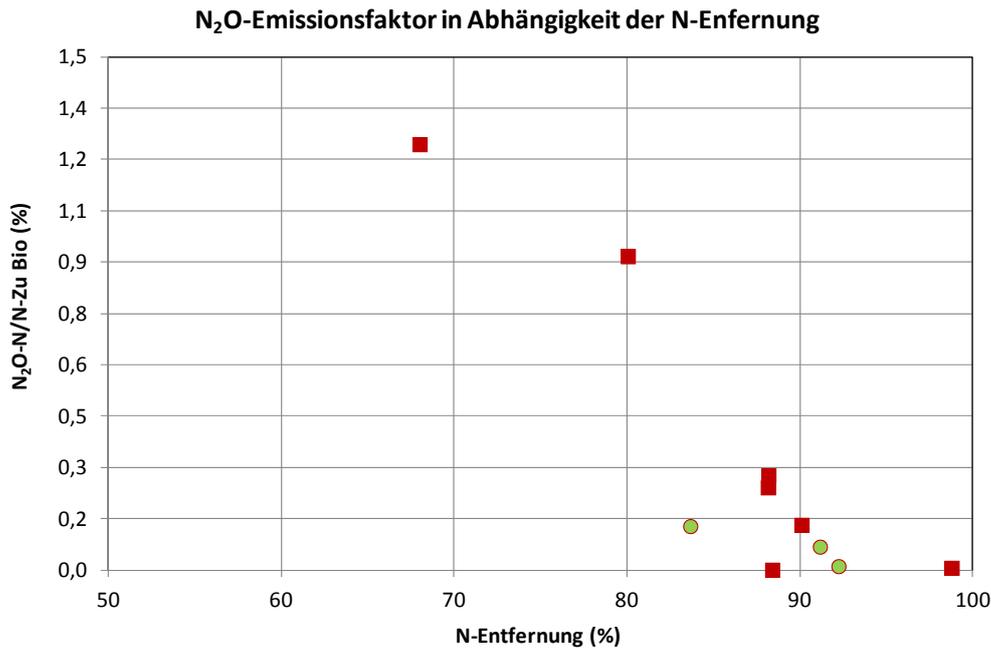


Abbildung 12: N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktor aus den untersuchten Kläranlagen in Abhängigkeit der N-Entfernung (Kreise stellen Ergebnisse der längeren Messkampagnen dar). Jeder Punkt in der Abbildung entspricht der durchschnittlichen täglichen N<sub>2</sub>O-Emission (24h), die im Rahmen einer Messkampagne erfasst wurde.

Werden die N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren bezogen auf N-Zulauf fracht zur Kläranlage gegen die während der Messung erreichte N-Entfernung auf der jeweiligen Kläranlage aufgetragen, lässt sich weiters feststellen, dass bei höherer N-Entfernung geringere N<sub>2</sub>O-Emissionen zu erwarten sind (Abbildung 12).

Wie bereits erwähnt, stellen die oben genannten Messergebnisse nur vorläufige Aussagen über die N<sub>2</sub>O-Emission aus den Projektkläranlagen dar. Durch die Berücksichtigung der Messergebnisse aus den Messkampagnen Sommer/Herbst 2013 (Auswertung gerade noch im Laufen) und Winter 2014 wird aufgrund der längeren Messzeiträume dieser Messungen die Aussagekraft der Auswertung deutlich gesteigert.

## 6 Schlussfolgerungen

Aufgrund der hohen Wirksamkeit von N<sub>2</sub>O als Treibhausgas soll eine Reduktion der Emissionen auch im Bereich der Abwasserreinigung angestrebt werden. Bevor auf eine Verringerung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Kläranlagen durch betriebliche Maßnahmen eingegangen werden kann, soll ein konsistenter Pool an *Messdaten* aus österreichischen Kläranlagen geschaffen werden, um die widersprüchlichen Datenlage bzw. die Berechnungsansätze neu zu bewerten. Zu

diesem Zweck war es notwendig, vorerst einmal eine fundierte Messmethodik zu entwickeln, die verlässliche Messergebnisse liefert.

Die vorläufigen Messergebnisse deuten daraufhin, dass die emittierte N<sub>2</sub>O-Fracht je nach Kläranlage unterschiedlich hoch ist. Bei der Hochrechnung auf Landesebene wird es daher notwendig sein, manche wesentliche Betriebsbedingungen auf den Kläranlagen zu berücksichtigen.

Im Rahmen der Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass eine gut betriebene Denitrifikation als effektive N<sub>2</sub>O-Senke fungieren kann. Die Nitrifikation hat sich als hauptverantwortlich für die N<sub>2</sub>O-Produktion und Emission profiliert. Die weiteren Messungen werden sich intensiver mit der Fragestellung beschäftigen, ob sich N<sub>2</sub>O-Spitzen durch betriebliche bzw. konstruktive Maßnahmen verringern/vermeiden lassen.

## 7 Literatur

- Ahn, J.H.; Kim, S.; Park, H.; Rahm, B.; Pagilla, K.; Chandran, K. (2010). N<sub>2</sub>O Emissions from activated sludge processes, 2008-2009: results of a national monitoring survey in the United States. *Environ. Sci. Technol.* 44, 4505-4511.
- Anderson J.H. (1965). Studies on the formation of nitrogenous gas from hydroxylamine by Nitrosomonas. *Biochim. Biophys. Acta* 97, 337-339, zitiert in Helmer-Madhok C. (2004)
- Arp, D.J.; Chain, P.S.G.; Klotz, M.G. (2007). The impact of genome analyses on our understanding of ammonia-oxidizing bacteria. *Annu Rev Microbiol.* 61, 503–528.
- Beier, M. (1994). *N<sub>2</sub>O-Bildung bei der Nitrifikation und Denitrifikation in Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung hochkonzentrierter Industrieabwässer und der anaeroben Vorbehandlung*, in Schlußbericht 1991-1993, N<sub>2</sub>O in Kläranlagen. Stuttgart, 1944.
- Bonin P., Gilewicz M., J.C. Bertrand (1989). Effects of oxygen on each step of denitrifikation on Pseudomonas nautical. *Canadian Journal of Microbiology*, 35(11), 1061-1064
- Bougard D., Bernet N., Cheneby D., Delgenes J.-P. (2006). Nitrification of a high-strength wastewater in an inverse turbulent bed reactor: effect of temperature on nitrite accumulation. *Process Biochemistry* 41, 106-113
- Brettar I., Höfle M. G. (1993). Nitrous oxide producing heterotrophic bacteria from the water column of the central Baltic: abundance and molecular identification. *Marine Ecology Progress Series* 94, 253-265
- Chuang H.P., Ohashi A., Imachi H., Tandukar M., Harada H. (2007). Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. *Water Research* 41, 295-302

- Czepiel P., Crill P. Harriss R. (1995). Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2352-2356
- eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH; Obere Augartenstraße 18A/5/1, 1020 Wien.  
Elektronisches Datenerfassungs-, Analyse- und Bilanzierungstool:  
<http://www.edab.at/>
- EMEP/CORINAIR (2006), *Emission Inventory Guidebook*, prepared by the UNECE/EMEP Task Force on Emissions Inventories and Projections (Dritte Ausgabe), Herausgeber: European Environmental Agency, Technical report No 11/200, <http://reports.eea.europa.eu/EMEPCORINAIR4/en/page002.html>
- Foley J.; de Haas, D.; Yuan Zhiguo; Lant P. (2010). Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatments plants. *Water Research*, 44, 831-844.
- Frey, W. (1989). Ermittlung des Sauerstoffzufuhrvermögens mit einer Gasbilanz, WAR Band 36 (1989), TH Darmstad.
- Gamble T., Betlach M.R., Tiedje J. M. (1977). Numerically dominant denitrifying bacteria from world soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 926-939.
- Goreau T. J., Kaplan W. A., Wofsy S.C., McElroy M. B., Valois F. W., Watson S.W. (1980). Production of NO<sub>2</sub>- and N<sub>2</sub>O by Nitrifying bacteria at reduced concentrations of oxygen. *Appl. Environ. Microbiol.* 40 (3), 526-532
- Helmer-Madhok C. (2004). “Stickstoffelimination in Kläranlagen – Bewährte und neue Wege”. Hochschulschriften zur Nachhaltigkeit, Ökon Verlag, München.
- Hooper A. B. & Terry K. R. (1979). Hydroxylamine oxidoreductase of Nitrosomonas: Production of nitric oxide from hydroxylamine. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Enzymology*, 571, 1, 12-20.
- Itokawa H., Hanaki K., Matsuo T. (2001). Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition. *Water Research* 35(3), 657-664.
- Jiang Q., Bakken L. R. (1999). Nitrous oxide production and methane oxidation by different ammonia-oxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 65(6), 2679-2684.
- Kimochi Y., Inamori Y., Mizuochi M., Xu K.Q., Matsumura M. (1998). Nitrogen removal and N<sub>2</sub>O emission in a full-scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration. *J. Ferment. Bioengin.* 86(2), 202-206.
- Kuai L., Verstraete W. (1998). Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system. *Appl. Environ. Microbiol.* 64(11), 4500-4506
- Lemaire R., Meyer R., Taske A., Crocetti G. R., Keller J., Yuan Z. (2006). Identifying causes for N<sub>2</sub>O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal. *Journal of Biotechnology*, 122, 62-72.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. McGraw-Hill: New York.

- Ni B.-J.; Yuan Z.; Chandran K., Vanrolleghem P.A.; Murthy S. (2013). Evaluating four mathematical models for nitrous oxide production by autotrophic ammonia-oxidizing bacteria. *Biotechnology and Bioengineering*, 110 (1), 153–163.
- NIR, (2013) *Austria's national inventory report* - Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change, Report, REP-0416
- Orthofer, R., Knoflacher, M. and Züger, J. (1995): *N<sub>2</sub>O Emissionen in Österreich*.
- ÖWAV (2011). ÖWAV Kanal und Kläranlagennachbarschaften 2011;  
<http://www.oewav.at/home/oewav/KAN>
- Poth M., Focht D.D. (1985). 15N kinetic analysis of N<sub>2</sub>O production by nitrosomonas europaea: an examination of nitrifier denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 49(5), 1134-1141
- Schmid H., Puxbaum Hans (1999). *Emissionen von ozonbildenden und klimarelevanten Spurengasen aus Kläranlagen*. Endbericht zum Projekt MA22-4510/99. Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Technische Universität Wien.
- Schneider, Y., Beier M.; Rosenwinkel, K.-H. (2010). *Nitrous Oxide Emissions from Wastewater Treatment Plants: Improving the Quality of Measuring Data*. 7th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, Phoenix (AZ), USA, June 2-4, 2010.
- Schneider, Y. (2013): *Nitrous oxide formation during biological treatment of ammonium-rich wastewater*, Dissertation am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, Heft 150
- Schönharting B., Rehner R., Metzger J. W., Krauth K., Rizzi M. (1998). Release of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) from denitrifying activated sludge caused by H<sub>2</sub>S-containing wastewater: quantification and application of a new mathematical model. *Wat. Sci. Tech.* 38(1), 237-246
- v. Schulthess R. Wild D., Gujer W. (1994). Nitric and nitrous oxides from denitrifying sludge at low oxygen concentration. *Wat. Sci. Tech.* 30(6), 123-132
- v. Schulthess R., Gujer W. (1996). Release of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) from denitrifying activated sludge: verification and application of a mathematical model. *Wat. Res.* 30(3), 521-530
- Stein, L.Y. (2011). *Surveying N<sub>2</sub>O-producing pathways in bacteria*. In *Methods Enzymol.* Edited by Klotz M.G., Academic Press; 131-152.
- Suemer, E., Weiske, A., Benckiser, G. and Ottow, J.C.G. (1995). Influence of environmental conditions on the amount of N<sub>2</sub>O released from activated sludge in an domestic wastewater treatment plant. *Experientia* 51 (4), 419-422.
- Svardal K. (1997). Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen für den Betrieb von Belebungsanlagen"; Vortrag: ÖWAV-Seminar, Wien; 1997-05-22 - 1997-05-23; in: "Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik", H. Kroiss (Hrg.); Wiener Mitteilungen, Band 141, 247 - 273.

- Tallec G., Garnier J., Billen G., Gousailles M. (2006). Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. *Wat. Res.* 40, 2972-2980.
- Umweltbundesamt (2013). Emissionstrends 1990-2011, Report 0436.
- Vignerot V., Bouchez T., Bureau C., Mailly N., Mazeas L., Duquennoi C., Audic J.M. (2005). Leachate pre-treatment strategies before recirculation in landfill bioreactors. *Wat. Sci. Tech.* 52(1-2), 289-297
- Wicht H. (1996). *N<sub>2</sub>O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen*. Dissertation, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Fakultät für Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Heft 58
- Winkler S., Winkelbauer A. (2011): "*iTUWmon - Intelligentes Framework zur Extraktion von Information aus Messdaten der Wasserwirtschaft*"; Vortrag: DWA/VDI-Fachtagung "Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen", Fulda; 2011-10-25 - 2011-10-26; in: "Tagungsband", (2011).

**Korrespondenz an:**

Dr. Vanessa Parravicini

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: 01 58801 22612

Mail: vparravi@iwag.tuwien.ac.at

# Diagnostik mikrobiologischer Fäkalkontaminationen in Wasser und Gewässern

Status Quo und gegenwärtige Entwicklungen

A.H. Farnleitner<sup>1,6</sup>, G.H. Reischer<sup>1,6</sup>, D.F. Savio<sup>1,2</sup>, C. Frick<sup>2</sup>, N. Schuster<sup>1,6</sup>, K. Schilling<sup>3</sup>, R.L. Mach<sup>1,6</sup>, J. Derx<sup>5,6</sup>, A. Kirschner<sup>4,6</sup>, A.P. Blaschke<sup>5,6</sup>, R. Sommer<sup>4,6</sup>

<sup>1</sup>Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik & technische Biowissenschaften, TU Wien, Gumpendorfer Straße 1a, A-1040 Wien

<sup>2</sup>Centre for Water Resource Systems, TU Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien

<sup>3</sup>Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien

<sup>4</sup>Institut für Hygiene & Angewandte Immunologie, Wasserhygiene, Medizinische Universität Wien, Kinderspitalgasse 15, 1090 Wien

<sup>5</sup>Institut für Wasserbau & Ingenieurhydrologie, TU Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien

<sup>6</sup>Interuniversitäres Kooperationszentrum Wasser & Gesundheit, [www.waterandhealth.at](http://www.waterandhealth.at)

**Abstract:** Bei der nutzungsorientierten Bewertung von Wasser und Gewässern kommt der mikrobiologischen Qualität eine wesentliche Bedeutung zu. Die Relevanz liegt vor allem darin begründet, dass kommunale Abwässer aber auch fäkale Ausscheidungen von Tieren Krankheitserreger in hohen Konzentrationen enthalten können und Wasser ein hervorragendes Übertragungsmedium darstellt. Leistungsfähige Methoden zur Analyse und Interpretation fäkaler mikrobiologischer Kontaminationen sind daher von größter Bedeutung für den Schutz der menschlichen Gesundheit. Die vorliegende Arbeit spannt den Bogen von den standardisierten, kultivierungsbasierten Nachweisverfahren bis hin zu neuen diagnostischen Methoden zur Analyse genetischer Fäkalmarker. Neben der Vorstellung von Labormethoden wird auch der zukünftige Einsatz von on-line Analytik und Automatisierung zur Vorortanalyse mikrobiologischer Fäkalkontaminationen diskutiert. Das bewährte Prinzip der Untersuchung fäkaler Kontaminationen von Wasser und Gewässern auf Basis bakterieller Fäkalindikatoren steht vor einer signifikanten Erweiterung. Diesbezüglich wird die Bestimmung der Herkunft fäkaler Belastungen (Microbial Source Tracking) als auch die Abschätzung ihrer gesundheitlichen Risiken (Quantitative Microbial Risk Assessment) zukünftig an Bedeutung gewinnen. Ein konzeptioneller Rahmen dazu wird vorgestellt („3-Schritt Verfahren“). Die Umsetzung dieser Herausforderungen bedarf jedoch der verstärkten interdisziplinären Zusammenarbeit zwischen Mikrobiologie und Hydrologie. In diesem Zusammenhang werden Modelle und Simulationen zur Analyse dieser komplexen Problemstellungen unter Einbeziehung der hydrologischen und hydraulischen Verhältnisse im Einzugsgebiet zu wichtigen analyse- und planungstechnischen Werkzeugen werden.

**Key Words:** fäkale Kontamination von Wasser, kultivierungsbasierte Nachweisverfahren, molekulare Diagnostik, genetische Fäkalmarker, Source Tracking, Automatisierung, Modellierung, Gefährdungs- und Risikomanagement

## **1 Hintergrund**

### **1.1. Bedeutung mikrobiologischer Fäkalkontaminationen**

Bei der nutzungsorientierten Bewertung von Wasser und Gewässern kommt der mikrobiologischen Qualitätskomponente - neben toxikologischen, technischen und ästhetischen Gesichtspunkten - eine wesentliche Bedeutung zu. Die Relevanz liegt vor allem darin begründet, dass fäkale Ausscheidungen von Tier und Mensch Krankheitserreger in hohen Konzentrationen enthalten können und Wasser ein hervorragendes Übertragungsmedium darstellt. Historische aber auch rezente wasserbürtige Explosivepidemien belegen eindrucksvoll die gesundheitliche Relevanz mikrobiologischer Fäkalkontaminationen (Payment and Hunter 2002; Stalder. et al. 2011; Hruday and Hruday 2004; Pond 2005). Grundlegende Maßnahmen zur Minimierung wasserbürtiger Infektionen stellen einerseits die Prävention von Kontaminationen und andererseits die effiziente Reduktion pathogener Mikroorganismen an Schlüsselstellen des Wasserkreislaufes bzw. der Nutzung dar. Ein wesentliches Element hierbei ist die ordnungsgemäße Entsorgung menschlicher Fäkalien und Abwässer. Obwohl die mechanisch biologische Abwasserreinigung die erste essentielle Barriere zur Verringerung von Krankheitserregern im Abwasser darstellt, sind kommunale Abwasseremissionen aus Kläranlagen als potentiell infektiös einzustufen (Farnleitner et al. 2007; Sommer et al. 2009). Bei der Nutzung eines Vorfluters (z.B. Bewässerungswasser) oder davon beeinflusster Gewässerabschnitte (z.B. Badegewässer) sind entsprechende Überlegungen anzustellen, ob weiterführende Aufbereitungs-, Desinfektions- oder Maßnahmen anderer Art notwendig sind, um die erforderlichen Qualitätsziele nachhaltig gewährleisten zu können (WHO 2003, 2004; Stalder. et al. 2011)

### **1.2. Traditionelles Analysenprinzip und zukünftige Erweiterungen**

Bei der routinemäßigen Untersuchung der mikrobiologischen Wasserqualität wird derzeit nur in Ausnahmefällen ein direkter Erregernachweis vorgenommen (z.B. bei Epidemien oder besonderen Fragestellungen). Grund hierfür ist, dass die Nachweisverfahren sehr zeit- und kostenaufwendig und zudem aufgrund ihrer Komplexität und Vielfältigkeit oft nicht ausreichend zuverlässig und umfassend sein können. Häufig sind auch komplizierte Anreicherungs-schritte erforderlich. Seit über 100 Jahren wird daher für die mikrobiologisch-hygienische Beurteilung von Wasser und Gewässern die Analyse und

Bestimmung mikrobiologischer **Fäkalindikatoren** verwendet (Yates 2007; Sommer et al. 2009; Österreichisches Lebensmittelbuch 2010; Fewtrell and Bartram 2001). Geeignete Fäkalindikatoren kommen im Intestinaltrakt von Mensch und Tier ubiquitär und in großer Anzahl vor und müssen bei fäkalen Verschmutzungen von Wasser und Gewässern leicht nachzuweisen sein. In diesem Sinne verwendete Fäkalindikatoren weisen die **Summe aller fäkalen Belastungen** nach („gesamte fäkale Belastung“). Fäkalindikatoren besitzen selbst (zumeist) keine pathogenen Eigenschaften und sind mit hoher Zuverlässigkeit zu detektieren. Ihr Nachweis stellt grundsätzlich eine sogenannte Gefährdungsindikation dar, d.h. diese indiziert das potentielle Vorhandensein von fäkal-assoziierten Krankheitserregern (Stalder. et al. 2011). Lediglich im Falle der gleichzeitigen Ausscheidung von Fäkalindikatoren und Krankheitserregern ist ein kausaler Zusammenhang zu erwarten (Stalder. et al. 2011). Die in diesem Falle resultierende Korrelation ist jedoch von der jeweiligen epidemiologischen Situation (Prävalenz der Krankheitserreger, Größe des Einzugsgebietes und Einwohneranzahl, fäkale Ausscheidungskonzentration), der Mobilität und Ausbreitungsfähigkeit, der Persistenz (Überleben in der Umwelt) als auch Resistenz (Überstehen der Aufbereitung bzw. Desinfektion) und anderen Faktoren abhängig (Wu et al. 2011). Die überwiegende Anzahl der facheinschlägigen nationalen aber auch internationalen normativen und gesetzlichen Vorgaben basieren bis dato auf diesem Prinzip der Fäkalindikation (Stalder. et al. 2011; WHO 2003, 2004).

Internationale Entwicklungen lassen jedoch in naher Zukunft eine wesentliche Erweiterung dieses fäkalen Indikationssystems um die Komponenten der **mikrobiellen Herkunftsbestimmung** (MST) sowie der **quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung** (QMRA) erwarten (Hagedorn et al. 2011; Haas et al. 1999). Alle drei genannten Komponenten lassen sich dabei hervorragend kombinieren. Für alpine Trinkwasserressourcen würde erst kürzlich das sogenannte **3-Schritt Verfahren** entwickelt und erfolgreich etabliert (Stalder. et al. 2011). Im Zuge seiner Realisierung wird der gesamte Zyklus der Gefährdungs- und Risikoanalyse durchlaufen (Abbildung 1).

**SCHRITT 1:** Die Basis des Konzeptes stellt die quantitative Analyse der gesamten fäkalen Belastungen dar. Beispielhaft wäre die Erfassung der Summe aller potentiellen fäkalen Einträge von Mensch und Tier, etwa durch E. coli und Enterokokken (siehe Kapitel 3), in ein Gewässer zu nennen. Der Schwerpunkt liegt auf einer zeitlich und räumlich ausreichend aufgelösten Untersuchungsstrategie mit dem Ziel, die Verschmutzungsdynamik der Wasserressource

hinreichend abbilden zu können. Neben standardisierten Laboruntersuchungen können dabei auch Feldmessungen mittels automatisierten Probenentnahmegeräten eingesetzt werden (Stadler et al. 2008). Aufgrund der derzeitigen Entwicklung ist davon auszugehen, dass in der nahen Zukunft auch eine on-line Erfassung fäkaler Einträge als eine „beinahe Echtzeitbestimmung“ der mikrobiologischen Wasserqualität möglich sein wird (vgl. Kapitel 5).

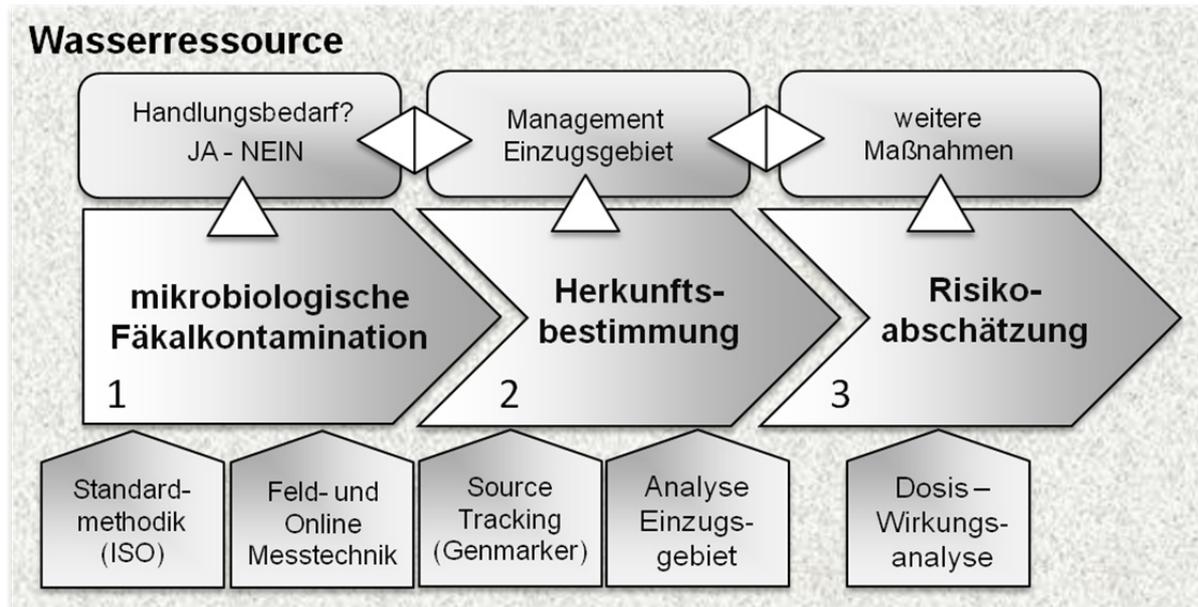


Abbildung 1: „3-Schritt Verfahren“ oder „Bottom-up Approach“ zur umfassenden Analyse und Management fäkaler Kontaminationen (Stadler et al 2011, modifiziert).

**SCHRITT 2:** Werden definierte Richt- und Grenzwerte fäkaler Belastungsniveaus überschritten, so ist die Ermittlung der verantwortlichen Verursacher wichtige Voraussetzung um ein zielgerichtetes Ressourcenmanagement durchführen zu können. Beispielsweise ist der Ausbau von Kläranlagen für die Sanierung eines Einzugsgebietes nur dann zielführend, wenn ein relevanter Einfluss aus diesen Quellen besteht. Die mikrobielle Herkunftsbestimmung kann mit Hilfe von molekularbiologischen Quantifizierungsmethoden von **wirtsassoziierten genetischen Fäkalmarkern** („Microbial Source Tracking“) direkt aus den kontaminierten Wasserproben erfolgen (vgl. Kapitel 4). Eine in diesem Zusammenhang häufig gestellte Frage ist der Einfluss menschlicher, fäkaler Emissionsquellen (z.B. Abläufe von Abwasserreinigungsanlagen) versus tierischer, fäkaler Emissionsquellen (z.B. Einfluss von Weidebetrieb?) auf einen spezifischen Wasserkörper (Grundwasser, Oberflächenwasser).

**SCHRITT 3:** Sind die relevanten fäkalen Emissionsquellen definiert, so kann daran anschließend die Auswahl geeigneter **Referenzpathogener** für die nachfolgende quantitative mikrobielle Risikoabschätzung (QMRA) getroffen werden. Nach der Quantifizierung oder Abschätzung der Konzentrationen an Referenzpathogenen kann mit Hilfe von Modellrechnungen die resultierenden Expositionen (z.B. tägliche orale Aufnahme), die daraus zu erwartenden resultierenden gesundheitlichen Effekte (d.h. Infektionsrisiken, Krankheitsrisiken, Mortalitätsrisiken), und eventuell notwendigen weiterführende Managementmaßnahmen (z.B. Ausmaß der notwendigen Reduktion von Krankheitserregern während der Aufbereitung/Desinfektion) abgeschätzt werden. In speziellen Fällen kann das vorgestellte 3-Schritt Verfahren auch direkt mit SCHRITT 3 begonnen werden. So wird während einer wasserbedingten Epidemie der Nachweis spezieller Krankheitserreger sinnvoll sein (Fewtrell and Bartram 2001). In der Regel wird jedoch die epidemiologische Information nicht ausreichen, um derart zielgerichtet vorgehen zu können, d.h. man weiß in der Regel nicht nach welchen Pathogenen man suchen muss.

Die Kombination mit hydrologischen **Modellen** für **Frachtabschätzungen** und der **Modellierung** des **Transportes** von mikrobiellen Belastungen stellt zunehmend ein wichtiges Werkzeug bei der Herkunfts- und Verursacherbestimmung (Schritt 2), sowie der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (Schritt 3) bei der Analyse der Ist-Situation sowie der Simulation diverser Managementszenarien dar. Dabei ist die interdisziplinäre Zusammenschau von besonderer Bedeutung und die Verknüpfung von mikrobiologischer, hydrologischer als auch modellierungstechnischer Expertise Voraussetzung.

Ziel dieser Arbeit ist es, einen kurzen Überblick zu vorhandenen und in Entwicklung stehenden Methoden hinsichtlich Schritt 1 (Quantifizierung der mikrobiologischen Fäkalbelastung) und Schritt 2 (mikrobielle Herkunftsbestimmung) zu geben. Mikrobiologische und molekularbiologische Labormethoden stehen dabei im Mittelpunkt (vgl. Kapitel 3 und 4). Es wird jedoch auch der Versuch unternommen einen kurzen Ausblick auf automatisierbare mikrobiologische Methoden (Schlagwort „on-line“ Messtechnik) und Modellierungskonzepte zu geben. Eine ausführliche Darstellung zur quantitativen mikrobiologischen Risikoabschätzung - mit speziellem nationalen Bezug - findet sich in Farnleitner et al 2007 und Stalder et al. 2011. Schritt 3 ist nicht spezieller Gegenstand der weiteren Ausführungen.

## 2. Das „Wesen“ der mikrobiologischen Indikation

Gegenwärtig steht eine Vielzahl an unterschiedlichen mikrobiologischen Indikatoren sowie an Bestimmungsverfahren zu deren Analyse zur Verfügung. Auch können diese Parameter in unterschiedlichster Art und Weise verwendet werden. So kann man beispielsweise zwischen der **Indexindikation** (Information über spezifische fäkale Kontamination in Wasser und Gewässern), der **Wasseraufbereitungsindikation** (Ermittlung der Reduktionswirkung auf definierte Mikroorganismengruppen durch technische Aufbereitungsverfahren), der **Ausbreitungs- oder Transferindikation** (z.B. Ausbreitungsverhalten definierter Mikroorganismengruppen in Porengrundwässern), oder der **biodosimetrischen Indikation** (z.B. Ermittlung der applizierten Bestrahlung bei UV-Desinfektionsanlagen) unterscheiden (Farnleitner et al. 2007). Um eine angemessene Interpretation der jeweiligen Indikation zu erhalten, ist daher ausreichend Information zum jeweiligen Indikationskonzept (1), der mikrobiologischen Indikatorcharakteristik (2), sowie der verwendeten Untersuchungsmethodik (3) notwendig. Ein Versuch der Visualisierung dieser komplexen Zusammenhänge wird in Abbildung 2 unternommen (Farnleitner et al. 2007) Wenn nicht anders erwähnt wird in den folgenden Abschnitten jeweils von der Indexindikation fäkaler Belastungen in Wasser und Gewässern ausgegangen.

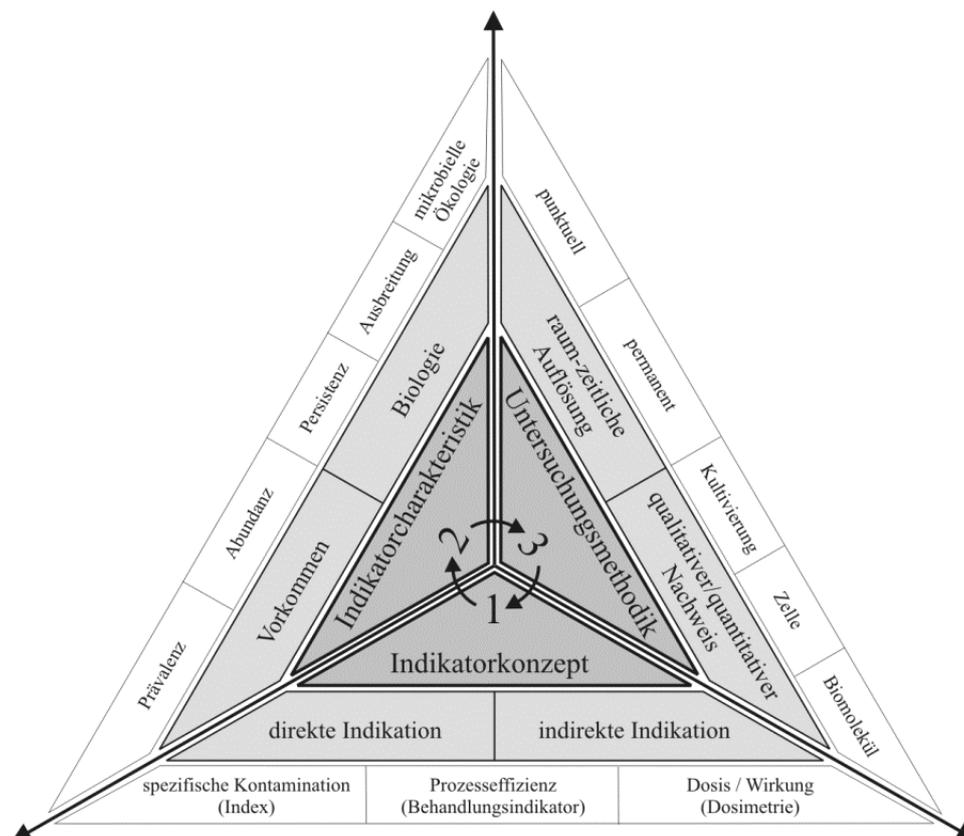


Abbildung 2: Modell zur Beschreibung der Charakteristik mikrobiologischer Indikatoren (Farnleitner et al, 2007)

Die wichtigsten Kriterien für einen **generellen Indexindikator** zum sensitiven und robusten Nachweis der Summe aller potentiellen fäkalen Kontaminationen in Wasser und Gewässern sind („**Bondes Kriterien**“, modifiziert):

- Vorkommen in allen menschlichen als auch relevanten tierischen fäkalen Verschmutzungsquellen in hohen und möglichst ausgeglichenen Konzentrationen
- Wachstum und Vermehrung ausschließlich im Verdauungstrakt von Mensch und relevanten tierischen Organismen. Keine Vermehrung in der Umwelt, wie etwa Pflanzen, Boden, Sedimente, Wasser, oder ähnliche Kompartimente
- definierbare Persistenz und Resistenz in Wasser und Gewässern
- leicht nachzuweisen und zu quantifizieren
- möglichst harmlose oder kommensalistische Symbionten von Tier und Mensch (keine pathogenen Eigenschaften).

### 3. Standardisierte kultivierungsbasierte Nachweisverfahren

#### 3.1. Kultivierungsbasierter Nachweis von *E.coli* und Enterokokken

Die Bestimmung **bakterieller Fäkalindikatoren** mit Hilfe der Kultivierung geht zurück bis zur goldenen Ära der Mikrobiologie Ende des 19. Jahrhunderts (Farnleitner et al. 2005). Die nachzuweisenden bakteriellen Zielzellen werden dabei unter selektiven Wachstumsbedingungen solange zur Teilung angeregt, bis diese als Kolonien mit dem freien Auge sichtbar werden oder andere leicht zu detektierende Endpunkte erreichen. Die grundlegende Voraussetzung ist die Teilungsfähigkeit der Zelle. Tote oder nicht-teilungsfähige (Stichwort VBNC „viable but not culturable“) Zellen können mit dieser Methode nicht erfasst werden. Standardisierte kultivierungsbasierte Methoden zum Nachweis von ***Escherichia coli*** und **intestinalen Enterokokken** bilden derzeit das Rückgrat der Routineüberwachung der mikrobiologischen Wasserqualität und sind in zahlreichen nationalen und internationalen Verordnungen, Richtlinien und Gesetzen verankert (Stalder. et al. 2011). *E. coli* und intestinale Enterokokken kommen im Fäzes von Mensch und Tier in sehr hohen Konzentrationen nahezu ubiquitär vor. Diese können daher als generelle Fäkalindikatoren oder Fäkalindikatoren zum Nachweis der Summe aller möglichen Fäkalkontaminationen gelten (Farnleitner et al. 2010).

### 3.2. Methodische Aspekte und Probenmatrix

Zum kultivierungsbasierten Nachweis von *E. coli* und intestinalen Enterokokken stehen unterschiedliche Verfahren für unterschiedliche Anwendungsbereiche zur Verfügung (Tabelle 1). Die **methodischen Anforderungen** der Fragestellung müssen dabei mit den **Leistungsparametern** der jeweiligen Methode übereinstimmen (ISO/TR 13843, 2000). Bei der Auswahl des geeigneten Verfahrens muss daher insbesondere auf die Matrix geachtet werden, für welche Art von Wasserproben die Methode konzipiert ist (Trinkwasser, Badewasser, Abwasser, etc.). Beispielsweise können Verfahren mit geringer **Selektivität** nur bei Wasserproben mit wenig Begleitflora eingesetzt werden. Unter Begleitflora versteht man die in einer Probe vorhandenen Bakterien und Pilze, die sich neben den Ziel-Mikroorganismen auf dem für eine spezifische Untersuchung verwendeten Nährmedium vermehren und die mikrobiologische Analyse stören bzw. unmöglich machen können. Methoden mit einer geringen Selektivität weisen hingegen im Allgemeinen eine erhöhte **Sensitivität** auf und sind besonders für den Nachweis von geschädigten Mikroorganismen (z.B. nach einer Desinfektion) gut einsetzbar. Für Wasser mit viel Begleitflora (z.B. Oberflächenwasser, Abwasser) müssen daher Methoden mit höherer Selektivität angewendet werden. Unter Sensitivität versteht man den Anteil der Zielorganismen, die korrekt als solche identifiziert werden konnten (ISO/TR 13843, 2000).

**Membranfiltration:** Die Quantifizierung kultivierbarer Mikroorganismen aus größeren Volumen einer Wasserprobe kann über eine Membranfiltration, bei der die Mikroorganismen auf einem Filter zurückgehalten und anschließend auf spezifischen Nährmedien inkubiert werden, erfolgen. In diesem Fall wird das Ergebnis als Koloniebildende Einheit (**KBE**) pro Volumen angegeben.

**Most Probable Number Verfahren:** Bei Proben mit einem hohen Anteil an Schwebstoffen kann die Membranfiltration wegen der Verblockung nicht eingesetzt werden. Hier sind sogenannte „Most Probable Number“ (**MPN**) Verfahren unter Verwendung eines Flüssignährmediums besser geeignet. Bei diesem Verfahren wird die Probe in unterschiedlichen Verdünnungen in Parallelansätzen auf mehrere Einheiten wie Flaschen, Röhrchen oder Vertiefungen in Mikrotiterplatten verteilt und inkubiert. Eine anschließende statistische Auswertung der Anzahlen an positiven und negativen Einheiten ergibt die wahrscheinlichste Zahl (Most Probable Number) pro Volumen. Der Nachteil von MPN-Verfahren im Vergleich zur Membranfiltration ist eine niedrigere Genauigkeit aufgrund höherer Variabilität, vor allem im niedrigen Konzentrationsbereich.

Tabelle 1: Wichtige standardisierte kultivierungs-basierte Nachweisverfahren für mikrobiologischen Fäkalindikatoren

Parameter	Norm	Titel	Anwendungsbereich	Indexindikation (Behandlungsindikator)	Grundlegende methodische Schritte
<i>Escherichia coli</i> (& coliforme Bakterien)	ISO 9308-1	Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von <i>Escherichia coli</i> und coliformen Bakterien - Teil 1: Membranfiltrationsverfahren	Trinkwasser, gechlortes Badewasser, Wasser mit wenig Begleitflora	<b><i>Escherichia coli</i></b> : Fäkalindikation Coliforme Bakterien: system-spezifische Indikation (z.B. Hinweis auf Biofilmbildung in technischen Anlagen, Einfluss von Oberflächenwasser und Fäkalien)	Membranfiltration und anschließende Inkubation auf Selektivnährmedium basierend auf biochemischen Reaktionen (geringe Selektivität, hohe Sensitivität)
<i>Escherichia coli</i> (& coliforme Bakterien)	ISO 9308-2	Water quality -- Enumeration of <i>Escherichia coli</i> and coliform bacteria - Part 2: Most probable number method	Trinkwasser, Oberflächenwasser, Wasser mit Begleitflora	<b><i>Escherichia coli</i></b> : Fäkalindikation Coliforme Bakterien: systemspezifische Indikation (z.B. Hinweis auf Biofilmbildung in technischen Anlagen, Einfluss von Oberflächenwasser, Fäkalindikation)	Kultivierung in einem Flüssignährmedium im „Multiple Tube“ Verfahren. Nachweis basierend auf spezifischem Enzymnachweis (mittlere Selektivität für coliforme Bakterien, hohe Selektivität für <i>E. coli</i> )
<i>Escherichia coli</i> (& coliforme Bakterien)	ISO 9308-3	Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von <i>Escherichia coli</i> und coliformen Bakterien in Oberflächenwasser und Abwasser - Teil 3: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren)	Oberflächenwasser, Abwasser	<b><i>Escherichia coli</i></b> : Fäkalindikation Coliforme Bakterien: systemspezifische Indikation (z.B. Hinweis auf Biofilmbildung in technischen Anlagen, Einfluss von Oberflächenwasser, Fäkalindikation)	Kultivierung in einem Flüssignährmedium im „Multiple Tube“ Verfahren. Nachweis basierend auf spezifischem Enzymnachweis (hohe Selektivität für <i>E. coli</i> )
<i>Escherichia coli</i>	ISO 16649-2	Mikrobiologie von Lebensmitteln und Futtermitteln - Horizontales Verfahren für die Zählung von $\beta$ -glucuronidase-positiven- <i>Escherichia coli</i> - Teil 2: Koloniezählverfahren bei 44 °C mit 5-Brom-4-Chlor-3-Indol- $\beta$ -D-Glucuronsäure	Oberflächenwasser, Abwasser (Methode wurde entwickelt für Produkte zum menschlichen Verzehr)	Fäkalindikation	Membranfiltration und anschließend Inkubation auf Selektivnährmedium basierend auf spezifischem Enzymnachweis (hohe Selektivität)
Intestinale Enterokokken	ISO 7899-1	Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken in Oberflächenwasser und Abwasser - Teil 1: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren)	Oberflächenwasser, Abwasser	Fäkalindikation	Kultivierung in einem Flüssignährmedium im „Multiple Tube“ Verfahren. Nachweis basierend auf spezifischem Enzymnachweis (hohe Selektivität)

Intestinale Enterokokken	ISO 7899-2	Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken - Teil 2: Membranfiltrationsverfahren	Alle Arten von Wasser (außer bei hohem Anteil von Schwebstoffen)	Fäkalindikation	Membranfiltration und anschließend Inkubation auf Selektivnährmedium basierend auf biochemischen Reaktionen (hohe Selektivität, hohe Sensitivität)
<i>Clostridium perfringens</i>	ISO 14189 <sup>3)</sup>	Water quality -- Enumeration of <i>Clostridium perfringens</i> -- Method using membrane filtration	Alle Arten von Wasser	konservative Fäkalindikation (resistente Sporen) Wasseraufbereitungsindikation: Surrogate für persistente Parasiten (bei Wasseraufbereitung und Desinfektion)	Membranfiltration und anschließend Inkubation auf Selektivnährmedium basierend auf biochemischen Reaktionen (hohe Selektivität, hohe Sensitivität)
F-spezifische RNA-Bakteriophagen	ISO 10705-1	Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Bakteriophagen - Teil 1: Zählung von F-spezifischen RNA-Bakteriophagen	Alle Arten von Wasser	virale Fäkalindikation Wasseraufbereitungsindikation: Surrogate für humanpathogene Viren (Transport und Widerstandsfähigkeit vergleichbar)	Inkubation mit einem <i>Salmonella typhimurium</i> Wirtstamm auf einem halbfesten Agarmedium, Zählung der gebildeten Plaques
Somatische Coliphagen	ISO 10705-2	Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Bakteriophagen - Teil 2: Zählung von somatischen Coliphagen	Alle Arten von Wasser	virale Fäkalindikation Wasseraufbereitungsindikation: Surrogate für humanpathogene Viren (Transport und Widerstandsfähigkeit vergleichbar)	Inkubation mit einem <i>E. coli</i> Wirtstamm auf einem halbfesten Agarmedium, Zählung der gebildeten Plaques
Bakteriophagen die <i>Bacteroides fragilis</i> infizieren	ISO 10705-4	Water quality - Detection and enumeration of bacteriophages - Part 4: Enumeration of bacteriophages infecting <i>Bacteroides fragilis</i>	Alle Arten von Wasser	virale Fäkalindikation Wasseraufbereitungsindikation: Surrogate für humanpathogene Viren (Transport und Widerstandsfähigkeit vergleichbar)	Inkubation mit einem <i>B. fragilis</i> Wirtstamm auf einem halbfesten Agarmedium, Zählung der gebildeten Plaques

<sup>3)</sup>In der EU Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, wurde für die Untersuchung von *Clostridium perfringens* ein Empfehlung (Verwendung von m-CP Agar) inkludiert, da zum Zeitpunkt der Erstellung der Richtlinie noch keine ISO Methode zur Verfügung stand.

### 3.3. Kritik an der Verwendung von *E. coli* und Enterokokken

Seit einigen Jahren wird an der Verwendung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken als Fäkalindikatoren in zunehmendem Maße Kritik geübt. Wissenschaftliche Studien, vor allem aus dem amerikanischen Sprachraum kommend, indizieren mit Hilfe genetischer Untersuchungsmethoden das Vorkommen eigenständiger *E. coli* Populationen in Böden, Sedimenten und anderen Umweltkompartimenten, ohne unmittelbar vorausgehender fäkaler Kontaminationsereignisse (Ishii and Sadowsky 2008). Auf diesen Studien aufbauend wird das Vorkommen und die aktive Vermehrung von **extra-intestinalen *E. coli* und Enterokokken Populationen** in der Umwelt postuliert („naturalised populations“) und die Eignung als bakterielle Fäkalindikatoren stark angezweifelt (Ishii and Sadowsky 2008). Bis dato liegt jedoch kein allgemein anerkannter wissenschaftlicher Konsens über die generelle Übertragbarkeit dieser Ergebnisse vor. Weitere Studien sind daher notwendig um die Indikationskapazität von *E. coli* und Enterokokken als Fäkalindikatoren fundiert zu evaluieren. Dabei sind insbesondere die speziellen Charakteristika der unterschiedlichen Wasservorkommen und Einzugsgebiete in Betracht zu ziehen.

Für **alpine Karstquellwässer** wurde bereits eine umfassende mehrjährige Studie hinsichtlich der Eignung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken als Fäkalindikatoren durchgeführt. Die Studie konnte die oben erwähnten Untersuchungen nicht bestätigen und erbrachte den eindeutigen Beleg zur **ausgezeichneten Eignung** dieser Indikatoren (Farnleitner et al. 2010). Studien sind derzeit im Gange um die Anwendbarkeit dieser Indikatoren auch für den Bereich der Donau und ihrer flussbegleitenden Wasserressourcen zu evaluieren (Kirschner et al., in press).

### 3.4. Weitere standardisierte kultivierungsbasierte Nachweisverfahren

Neben den bereits genannten Verfahren findet auch der standardisierte kultivierungsbasierte Nachweis von *Clostridium perfringens* häufige Anwendung (Tabelle 1). Im Gegensatz zu *E. coli* und intestinalen Enterokokken kann *C. perfringens* nicht als Indikator für die Summe der gesamten fäkalen Belastungen verwendet werden, sondern ist vorwiegend mit kommunalem Abwasser (menschlichen Exkreten) sowie mit Exkreten von fleischfressenden Tieren assoziiert (Vierheilig et al. 2013). Aufgrund der **Sporenbildung** (sehr resistente Dauerformen) kann *C. perfringens* als Indexindikator für persistente, länger zurückliegende fäkale Kontaminationsereignisse Verwendung finden (Vierheilig et al. 2013). *C. perfringens* findet auch als Indikator für

Wasseraufbereitungsverfahren zur Evaluierung der Reduktionseigenschaften für persistente Parasiten bei der Untersuchung von Wasseraufbereitungsverfahren Anwendung (Yates 2007).

Viren von Bakterien werden definitionsgemäß Bakteriophagen genannt. **Fäkale Bakteriophagen** können mit ihren entsprechenden intestinalen Wirtsbakterienstämmen, wie etwa *E. coli* oder *Bacteroides spp.*, spezifisch nachgewiesen werden. Da sich die Bakterien für den Nachweis der Phagen im Vermehrungsstatus befinden müssen, werden diese Methoden der Gruppe der kultivierungsbasierten Nachweisverfahren hinzugerechnet. Fäkale Bakteriophagen weisen hinsichtlich ihrer Mobilität, Persistenz und Resistenz virale Eigenschaften auf und werden oft auch als Ersatz („Surrogate“) für humanpathogene Viren verwendet (im Sinne eines Wasseraufbereitungsindikators).

## 4. Genetische Fäkalmarker

### 4.1. Mikrobiologische Grundlagen

Wie bereits dargestellt, besteht zunehmender Bedarf an Methoden, welche eine Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontaminationen aus Wasser und Gewässern ermöglichen (Abbildung 1, SCHRITT 2). Erfahrungen der letzten Jahre haben gezeigt, dass die Herkunftsbestimmung mit Hilfe von *E. coli* und intestinalen Enterokokken - wenn überhaupt – meist nur unter sehr großem Aufwand durchführbar ist (Burtscher et al. 2006; Hagedorn et al. 2011). Die Ursache liegt in der hohen Vielfalt und der sehr geringen Wirtsanpassung dieser Mikroorganismen begründet. In anderen Worten ausgedrückt existieren hunderttausende von unterscheidbaren Stämmen an *E. coli* und intestinalen Enterokokken, die in den verschiedensten Fäkalquellen von Tier und Mensch vorkommen können. Andere methodische Ansätze sind daher für eine praktikable Umsetzung von SCHRITT 2 notwendig.

Ein Ansatz mit großem Potential wird mit Hilfe der Diagnostik obligat anaerober Darmbakterien beschritten. Die wichtigsten Vertreter dieser Zielorganismen gehören zur der Gruppe der *Bacteroidetes* oder *Firmicutes*. Intestinale *Bacteroidetes* und *Firmicutes* gehören zu den dominierenden bestandsbildenden Bakterien der Darmmikroflora von Mensch und Tier und kommen in sehr hohen Konzentrationen von rund  $10^{12}$  Zellen pro Gramm Fäzes vor. Damit verglichen können *E. coli* und intestinale Enterokokken lediglich als „Zaungäste“ betrachtet werden, mit durchschnittlichen Konzentrationen von  $10^7$  bzw.  $10^6$  Zellen pro g fäkaler Ausscheidung (Wuertz et al. 2011). Darüber

hinaus zeigen verschiedene Zelllinien von *Bacteroidetes* und *Firmicutes* **ausgeprägte Wirtsanpassungen** (Wuertz et al. 2011). Diese intestinalen Organismen stellen daher aufgrund ihrer Eigenschaften attraktive, diagnostische Zielorganismen zur fäkalen Herkunftsbestimmung dar.

Viele der *Bacteroidetes* und *Firmicutes* Populationen sind mit Hilfe von kultivierungsbasierten Methoden sehr schwierig bis unmöglich nachzuweisen. Beim Eintrag in aerobe Gewässer sterben diese obligat anaeroben Darmbakterien darüber hinaus auch sehr schnell ab. Sauerstoff stellt für diese Anaerobier ein starkes Zellgift dar (Wuertz et al. 2011). Ihre Zellen und die darin enthaltenen DNA Moleküle (Desoxyribonukleinsäure, Moleküle die die Erbinformation speichern) bleiben jedoch länger intakt. Diese DNA Moleküle können anhand ihrer diagnostischen Zielregionen mit Hilfe von molekularbiologischen Analysemethoden sehr spezifisch nachgewiesen werden. In diesem Zusammenhang spricht man daher auch von der Detektion genetischer Fäkalmarker, da spezielle diagnostische DNA Abschnitte und nicht die Zellen selbst detektiert werden (Farnleitner et al. 2005).

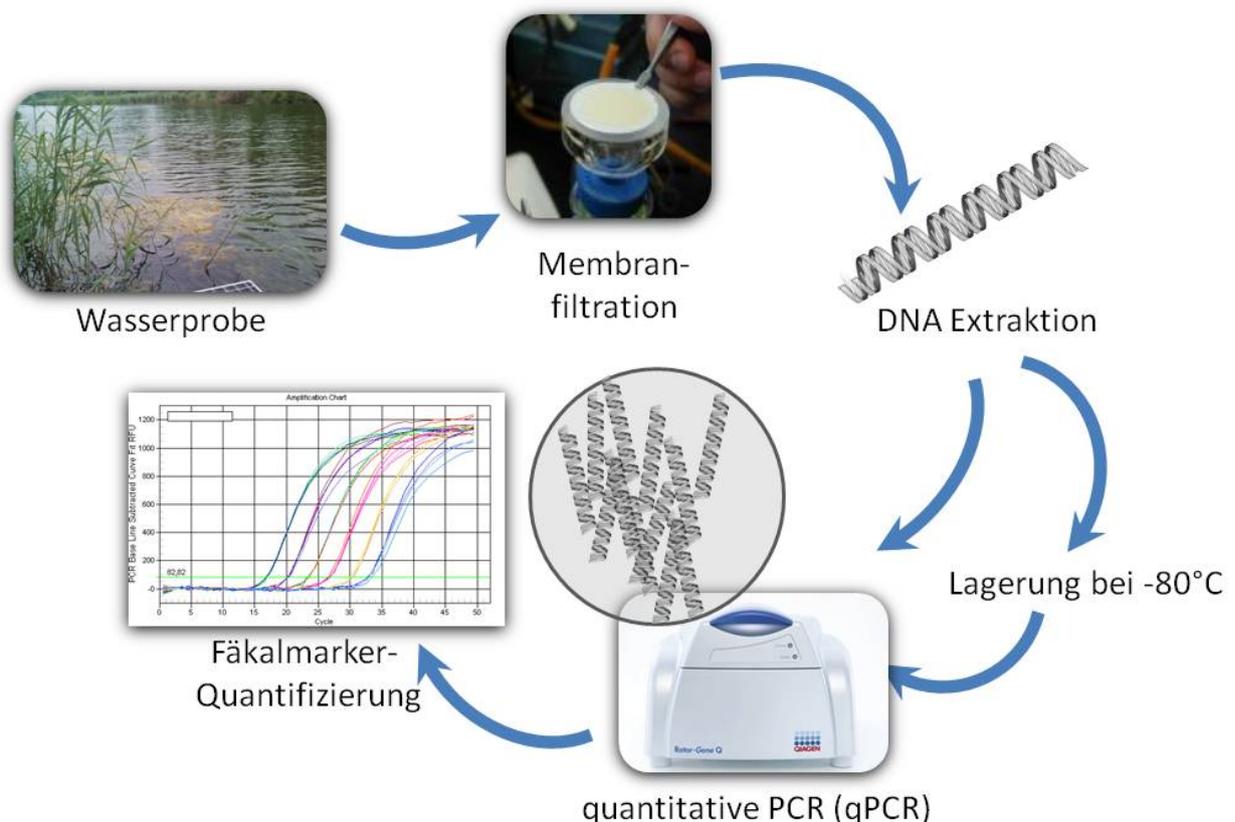


Abbildung 3: Schematischer Ablauf der Quantifizierung genetischer Fäkalmarker

## 4.2. Nachweisverfahren und Stand der Technologie

Die **quantitative Polymerasekettenreaktion** (qPCR) stellt derzeit das gebräuchlichste molekularbiologische Nachweisverfahren zur Quantifizierung genetischer Fäkalmarker aus Wasser und Gewässern dar. Abbildung 3 zeigt eine schematische Übersicht zum Ablauf der Analyse. Nach erfolgter Probenahme werden die potentiellen Zielzellen mittels Filtration aus der Wasserprobe angereichert und nachfolgend ihre DNA durch chemische Extraktion isoliert. Extrahierte Nukleinsäuren können bei  $-80^{\circ}\text{C}$  viele Monate lang stabil gelagert werden. Im Gegensatz zu kultivierungsbasierten Verfahren, bei denen eine Aufarbeitung innerhalb kurzer Zeit erfolgen muss, können DNA (Rückstell)probenbanken daher sehr einfach für Analysen zu späteren Zeitpunkten angelegt werden. Der Quantifizierungsschritt der DNA-Zielsequenzen erfolgt mit sogenannten Thermocyclern im Echtzeitmodus mittels Kalibrierstandards. Das Ergebnis wird auf Markermoleküle pro PCR-Analysenvolumen bezogen und kann danach auf die ursprüngliche Probenmenge umgelegt werden. Auf die Biochemie der Nachweisreaktion kann in diesem Kontext der Arbeit nicht genauer eingegangen werden, es wird auf rezente Literatur verwiesen (Farnleitner et al. 2005).

Tabelle 2 gibt eine Übersicht zu häufig verwendeten oder zitierten qPCR-Verfahren zur Quantifizierung von Fäkalmarkern, ihre propagierte Wirts- oder Verursacherspezifität, sowie die dazugehörigen DNA-Zielregionen. Zelllinien der Gruppe *Bacteroidetes* stellen dabei die bis dato am häufigsten ausgewählten Zielregionen dar. Neben DNA Regionen anderer bakterieller Gruppen wurden auch Verfahren zum Nachweis mitochondrieller DNA von Tier und Mensch entwickelt. Einige qPCR Verfahren wurden auch als generelle Marker für den Nachweis der Summe aller potentiellen fäkalen Kontaminationen entwickelt (z.B. BacDic oder ENT, Tabelle 2).

Tabelle 2: Übersicht zu häufig verwendeten oder referenzierten qPCR Nachweisverfahren für genetische Fäkalmarker

Nachweis	Zielgruppe	Zielgen	Zielorganismus	Nachweisformat	Referenz
ENT	intestinale Enterokokken	23S rRNA	Enterokokken	Sondenbasierende qPCR	(Haugland, Siefring et al. 2005)
AllBac	<i>Bacteroidetes</i> ?	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Layton, McKay et al. 2006)
BacDick	fäkale <i>Bacteroidetes</i>	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Dick and Field 2004)
BacUni	fäkale <i>Bacteroidetes</i>	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Kildare, Leutenegger et al. 2007)
BacH	Mensch	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Reischer, Kasper et al. 2007)
BacHum	Mensch	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Kildare, Leutenegger et al. 2007)
HF183	Mensch	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Haugland, Varma et al. 2010)
mtHuman	Mensch	nd5 Gen (mtDNA)	Mensch	Sondenbasierende qPCR	(Caldwell, Raley et al. 2007)
B.theta.	Mensch	$\alpha$ -Mannanase Gen	<i>B. thetaotaomicron</i>	Sondenbasierende qPCR	(Yampara-Iquise, Zheng et al. 2008)
BacCow	Wiederkäuer	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Kildare, Leutenegger et al. 2007)
BacR	Wiederkäuer	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Reischer, Kasper et al. 2006)
BoBac	Wiederkäuer	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Layton, McKay et al. 2006)
CowM2	Rinder	unbekannt	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Shanks, Atikovic et al. 2008)
CowM3	Rinder	unbekannt	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Shanks, Atikovic et al. 2008)
mtCattle	Rinder	nd5 Gen (mtDNA)	Rinder	Sondenbasierende qPCR	(Caldwell, Raley et al. 2007)
Pig2Bac	Schweine	16S rRNA	<i>Bacteroidetes</i>	Sondenbasierende qPCR	(Mieszkin, Furet et al. 2009)
mtSwine	Schweine	nd5 Gen (mtDNA)	Schweine	Sondenbasierende qPCR	(Caldwell, Raley et al. 2007)
Human nifH	Abwasser	nifH Gen	<i>Methanobrevibacter</i>	Sondenbasierende qPCR	(Johnston, Ufnar et al. 2010)

Es muss betont werden, dass der Nachweis genetischer Fäkalmarker derzeit keine ausgereifte Technologie darstellt und weitere Entwicklungs- und Evaluierungsarbeiten zukünftig notwendig sein werden, um standardisierte Verfahrens- und Anwendungskonzepte bereit stellen zu können (Farnleitner & Reischer, 2013). Viele der Methoden sind auf ihr analytisches Leistungsvermögen hin unzureichend überprüft. Darüber hinaus fehlen überregionale Studien zur Überprüfung der fäkalen **Spezifität** und **Sensitivität** (Reischer et al. 2013) Unter Sensitivität wird in diesem Zusammenhang die Fähigkeit des Verfahrens verstanden die fäkalen Zielkontaminationen detektieren zu können (z.B. Nachweis humaner Abwässer mit humanassoziierten Fäkalmarkern), während mit Hilfe der Spezifität die Eigenschaft beschrieben wird alle anderen Fäkalquellen nicht zu erfassen. Alle bis dato vorhandenen Verfahren wurden innerhalb einer bestimmten geographischen Region entwickelt und zeigen bei überregionaler Anwendung oft unzureichende Sensitivitäten und Spezifitäten (Wuertz et al. 2011; Reischer et al. 2013). Auch wurden die meisten Nachweissysteme unabhängig voneinander entwickelt und sind nicht aufeinander abgestimmt (unterschiedliche Persistenzen, fehlende Additivitäten, etc.). Die Verwendung genetischer Fäkalmarker zur Lösung von spezifischen Problemstellungen in der Wasserwirtschaft bedarf daher derzeit noch einer grundlegenden Vorevaluierung der methodischen Eignung auf dem Niveau der zu untersuchenden Wasserressource und des Einzugsgebietes (Farnleitner et al. 2001b; Reischer et al. 2011). Zusätzlich ist das Untersuchungs- und Probenentnahmedesign auf die jeweilige Fragestellung und Gegebenheiten hin anzupassen (Farnleitner et al. 2001b).

### **4.3. Ein erfolgreiches Entwicklungsbeispiel**

Abgesehen von den angesprochenen „Geburtswehen oder Kinderkrankheiten“ besitzen molekulare Methoden der fäkalen Herkunftsbestimmung das Potential die Wasseranalytik mittel- bis langfristig zu revolutionieren. Viele Beispiele bereits durchgeführter erfolgreicher Anwendungen zeugen davon (Hagedorn et al. 2011). Eine dieser Entwicklungen soll am Beispiel alpiner Karstquellwässer kurz dargestellt werden (Farnleitner et al. 2001b; Reischer et al. 2011) Alpine Karstquellwässer stellen als Trinkwasserressource eine entscheidende Lebensgrundlage dar. Dem flächendeckenden Schutz des Einzugsgebietes alpiner Karstquellen wird generell höchste Bedeutung beigemessen. Bei der Nutzung von Karstquellwässern als Ressource zur Trinkwassergewinnung steht vor allem die mikrobiologische Qualität im Vordergrund, da vulnerable

Quellbereiche während starker Gewitterereignisse von der Oberfläche her durch fäkale Spureneinträge kontaminiert werden können (Stadler et al. 2010) Bis vor Kurzem war die mikrobielle Herkunftsbestimmung solcher Spureneinträge ein ungelöstes Problem. Informationen über deren mögliche Herkunft sind jedoch von großem Wert, um im Einzugsgebiet zielgerichtete Managementmaßnahmen durchzuführen bzw. diese evaluieren zu können. Im Folgenden wird die Entwicklung der Verfahren zur Unterscheidung fäkaler Einträge von Mensch vs. Wiederkäuer beschrieben. Der erste Schritt der Verfahrensentwicklung umfasste dabei die Analyse von DNA-Sequenzen aus *Bacteroidetes* Populationen aus Fäkalproben bekannter Herkunft. Diese DNA-Sequenzen wurden einerseits aus international zugänglichen DNA-Datenbanken als auch durch Sequenzierung von DNA Material repräsentativer Fäkalproben von Tier und Mensch aus den untersuchten Einzugsgebieten erhalten (Reischer et al. 2006). Die DNA-Sequenzen von mit dem Menschen assoziierten *Bacteroidetes* Populationen wurden etwa aus repräsentativen Abwässern, Senkgruben aber auch aus Österreich

bioinformatische Auswertung der zusammengestellten Sequenzdatenbank zeigte, dass tatsächlich spezifische Abschnitte innerhalb einiger DNA-Sequenzen identifiziert werden konnten, die bei *Bacteroidetes* Populationen von Wiederkäuern oder eben des Menschen vorkommen (Reischer et al. 2006; Reischer et al. 2007). Diese identifizierten „diagnostischen“ DNA-Sequenzbereiche waren die Grundlage zur Etablierung der spezifischen quantitativen Nachweisverfahren. Anhand dieser spezifischen DNA-Sequenzdaten wurden die wesentlichen theoretischen Charakteristika für die quantitative Polymerasekettenreaktion mit Hilfe des Computers „*in silico*“ errechnet. Diese theoretischen Vorgaben wurden dann in weiterer Folge in Laborexperimenten zu den finalen Nachweisreaktionen umgesetzt. Die umfangreichen Tests an über 150 DNA Fäkalextrakten definierter Herkunft von Mensch und Tier zeigten die hohe Unterscheidungskraft der beiden entwickelten Nachweissysteme. Die entwickelten BacH und BacR qPCR Systeme (Abkürzungen für humanassoziierte bzw. wiederkäuerassoziierte *Bacteroidetes* Marker) können fäkale Spureneinträge von 0,1 - 2 ng Fäzes von Mensch vs. Wiederkäuer pro analysierter Wasserprobe nachweisen (Reischer et al. 2007; Reischer et al. 2006). Das System wurde mittlerweile an diversen alpinen Karstquellgebieten erfolgreich angewendet (Farnleitner et al. 2001b; Reischer et al. 2011). Die Entwicklung und Anwendung wurde 2013 mit dem **österreichischen Wasserpreis** ausgezeichnet (Neptun Award, Kategorie Wasserschutz).

## 5. Automatisierung und On-line Detektion

### 5.1. Grundlegende Betrachtungen

Veränderungen der mikrobiologischen Wasserqualität sind häufig „ereignisgetrieben“ und finden innerhalb kürzester Zeit statt. Traditionelle Untersuchungstechniken, mit Hilfe manueller Probenentnahmen, können dieser Dynamik mit vertretbarem Aufwand in der Regel kaum Folge leisten (Stadler et al. 2008). Relevante Qualitätsveränderungen können so leicht übersehen werden. Techniken, die eine on-line Indikation mikrobiologischer Fäkal-kontaminationen in Gewässern und Wasserressourcen unterstützen, sind daher zweifelsfrei von großer Bedeutung. Techniken zur Erfassung von **on-line** und **beinahe-Echtzeitinformationen** sind als **komplementäre Methoden** zu standardisierten und gesetzlich vorgeschriebenen Untersuchungen zu sehen. Sie können und sollen diese nicht ersetzen. Meist werden - im Vergleich zu standardisierten Labormethoden - auch völlig andere Parameter erfasst und Messprinzipien verwendet. Ein direkter Vergleich ist daher unzulässig. Automatisierung und on-line Messungen der Zukunft tragen vielmehr zum optimalen Management der Wasser und Gewässerqualität bei. In diesem Kontext sollte daher nicht von Alternativmethoden im Sinne von „Ersatz“ der standardisierten Untersuchungstechniken gesprochen werden. Je nach Fragestellung und Wasserressource können dabei unterschiedlichste diagnostische Parameter und „Endpunkte“ interessieren. Auch die Möglichkeit der **automatisierten mikrobiologischen Probenahme** für Laboruntersuchungen kann von Interesse sein. „Ereignisgesteuerte“ Probenahmen können dazu beitragen Laboranalysen an repräsentativen Proben durchführen zu können und somit die Dynamik der Qualitätsschwankungen besser sichtbar zu machen (Stadler et al. 2008). Probenahme und maximale Probenlagerung müssen jedoch auf die Fragestellung hin optimiert werden (Stadler et al. 2008).

### 5.2. Stand der Technik

Ausgereifte on-line Messtechniken zur (unterstützenden) Analyse mikrobiologischer Fäkal-kontaminationen in Wasser und Gewässern sind bis dato kaum verfügbar (Noble and Weisberg 2005). Darüber hinaus sind für die am Markt erhältlichen Technologien sehr wenige Studien greifbar, die die Eignung für ihren propagierten Einsatz wissenschaftlich belegen. Neben der analytischen Eignung muss auch die Feldtauglichkeit unter realistischen Bedingungen überprüft werden. Es konnte jedoch bereits demonstriert werden, dass automatisierte Messsysteme durchaus ausreichend robust und feldtauglich sein können und über einen längeren Zeitraum verlässliche Messdaten liefern .

Im Karstquellwasser, mit stark wechselnden Wasserqualitäten (hohe Werte an Trübstoffen), als auch in einem flussbegleitenden Porengrundwasser konnten über einen Zeitraum von 2 Jahren verlässliche enzymatische Messwerte automatisiert generiert und on-line verfügbar gemacht werden (Ryzinska-Paier et al. 2014).

Aufgrund der derzeitigen rasanten Fortschritte in Forschung und Entwicklung ist zukünftig mit einem größeren kommerziellen Angebot an on-line Messmethoden zu rechnen.

### 5.3. Messprinzipien

Eine Vielzahl an unterschiedlichen **physikalischen** und **chemischen Prinzipien** wird für automatisierte on-line Messungen zur (unterstützenden) Erfassung mikrobiologischer Fäkalkontaminationen vorgeschlagen. Eine eingehende Diskussion würde den Umfang dieses Artikels bei weitem überschreiten. Für Details wird daher auf Spezialliteratur verwiesen (Noble and Weisberg 2005; Farnleitner et al. 2001a; Hammes and Egli 2010; Giana et al. 2003; Cumberland et al. 2011; Connelly and Baeumner 2012; Henderson et al. 2009; Lebaron et al. 2005; Servais et al. 2005; Wutor et al. 2007; Ryzinska-Paier et al. 2014).

Im Folgenden wird der Versuch unternommen einen kurzen Überblick zu vorgeschlagenen Messprinzipien zu geben:

- Automatisierung kultivierungsbasierter Methoden
- Automatisierung biochemischer und molekularbiologischer Methoden
- automatisierte Messung enzymatischer Aktivitäten
- automatisierte biosensorische Messungen (Struktur und Aktivität)
- automatisierte durchflusszytometrische Messungen
- fluoreszenzspektroskopische on-line Messungen

Echtzeitvorhersagen zu mikrobiologischer Fäkalkontaminationen in Gewässern wurden auch über **statistische Modellierungen** von on-line verfügbaren hydrologischen Messparametern unternommen. Mit Hilfe von Parametern wie etwa Schüttung, Niederschlag, Trübung und Wassertemperatur konnten zum Teil recht erfolgreiche quantitative Abschätzungen zu bakteriellen Fäkalbelastungen in Flüssen gemacht werden (Francy et al. 20013; Eleria and Vogel 2005). Im Unterschied zur obigen Aufzählungen, handelt es sich hier jedoch um **indirekte Methoden**. Auf einem ähnlichen Prinzip basierend, konnte kürzlich gezeigt werden, dass der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254nm (SAK254) als operationeller on-line Frühwarnparameter von

oberflächenassoziierten Fäkaleinträgen in alpinen Karstquellen dienen kann (Stadler et al. 2010).

Indirekte Methoden sind in der Regel Habitat- und situationsabhängig und müssen für die jeweiligen Bedingungen daher kalibriert und evaluiert werden (Stadler et al. 2010).

## 6. Integrative Zusammenschau und Modellierung

Wie bereits eingangs erwähnt, stellen kommunale Abwassereinleitungen oft nur eine von mehreren fäkalen Belastungsquellen für Wasserressourcen dar. Eine nachhaltige Qualitätsverbesserung kann daher nur dann erreicht werden, wenn alle relevanten Verursacher Berücksichtigung finden. Diese Betrachtung reflektiert im Grunde die internationale Entwicklung der letzten Jahre, die sowohl im Bereich der Trinkwassergewinnung („from the catchment to the tap“) als auch im Badegewässermanagement dem gesamtheitlichen Schutz des Einzugsgebietes eine essentielle Bedeutung einräumen (WHO 2004, 2003) Der **kombinierte Ansatz** (Farnleitner et al. 2007), der emissions- und immissionsbasierende Analyseelemente verbindet, scheint dabei auch für mikrobiologische Problemstellungen sehr geeignet zu sein, um eine integrative Zusammenschau auf der Ebene von Einzugsgebieten zu ermöglichen (Abbildung 4). Zu den essentiellen Elementen dieses Ansatzes gehören:

- die Erhebung der Kontaminationssquellen im Einzugsgebiet und die Abschätzung ihrer mengenmäßigen Bedeutung (menschliche Abwässer, Nutztierhaltung, Wildtiere) und Generierung von Inputdaten für nachfolgende Modellbetrachtungen. Neben Punktquellen können auch diffuse Quellen eine entscheidende Rolle bei fäkalen Einträgen spielen (z.B. Weidebetrieb).
- die immissionsseitige Abschätzung der zu erwartenden fäkalen Belastungen mit Hilfe von Frachtberechnungen oder Transportmodellen unter Einbeziehung der hydrologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet (Blaschke and Kirnbauer 2007). Modelle unterschiedlicher Art und Komplexität können dabei Verwendung finden.
- Vergleich und Verifizierung der Modellvorhersagen mit den immissionsseitig erhobenen Messdaten (vgl. Kapitel 3-5). Entwicklung eines Systemverständnisses und Ableitung effektiver Management-Maßnahmen.

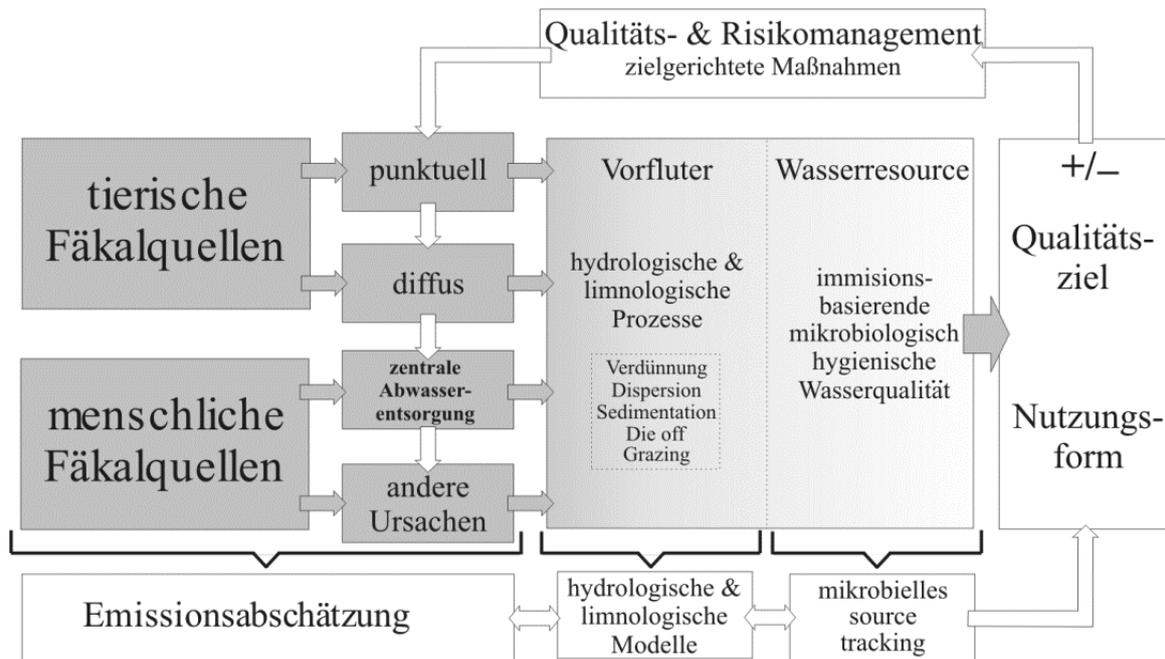


Abbildung 4: Integrative Zusammenschau: Emission und Immission (Farnleitner et al 2007)

Die interdisziplinäre Zusammenarbeit zwischen Hydrologie und Mikrobiologie stellt eine der großen Herausforderungen bei diesem ganzheitlichen Ansatz dar. Dabei sind künftig nicht nur Modelle zur Analyse von Ist-Zuständen gefragt. Die Möglichkeit Auswirkungen verschiedener Managementszenarien modelltechnisch beleuchten zu können, wird zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Abbildung 5 zeigt einen Ausschnitt eines derzeit in Entwicklung stehenden Programmes zur Modellierung der mikrobiologischen Wasserqualität (QMRA-Catch). Das Ziel ist es menschliche und tierische Fäkalquellen im Einzugsgebiet gemeinsam zu berücksichtigen und ihre Bedeutung als Verschmutzungsquelle für die Badegewässerqualität als auch für die Trinkwassergewinnung abzuschätzen. Dabei können sämtliche betrachtete Fäkalquellen in ihrer Zusammensetzung und ihrem Belastungspotential variiert werden. Neben der Verwendung von Fäkalindikatoren und Referenzpathogenen sollen erstmals auch wirtsassoziierte Fäkalmarker in die Modellierung Eingang finden um die immissionsseitige Verifizierung zu erleichtern (Schijven et al. 2013).

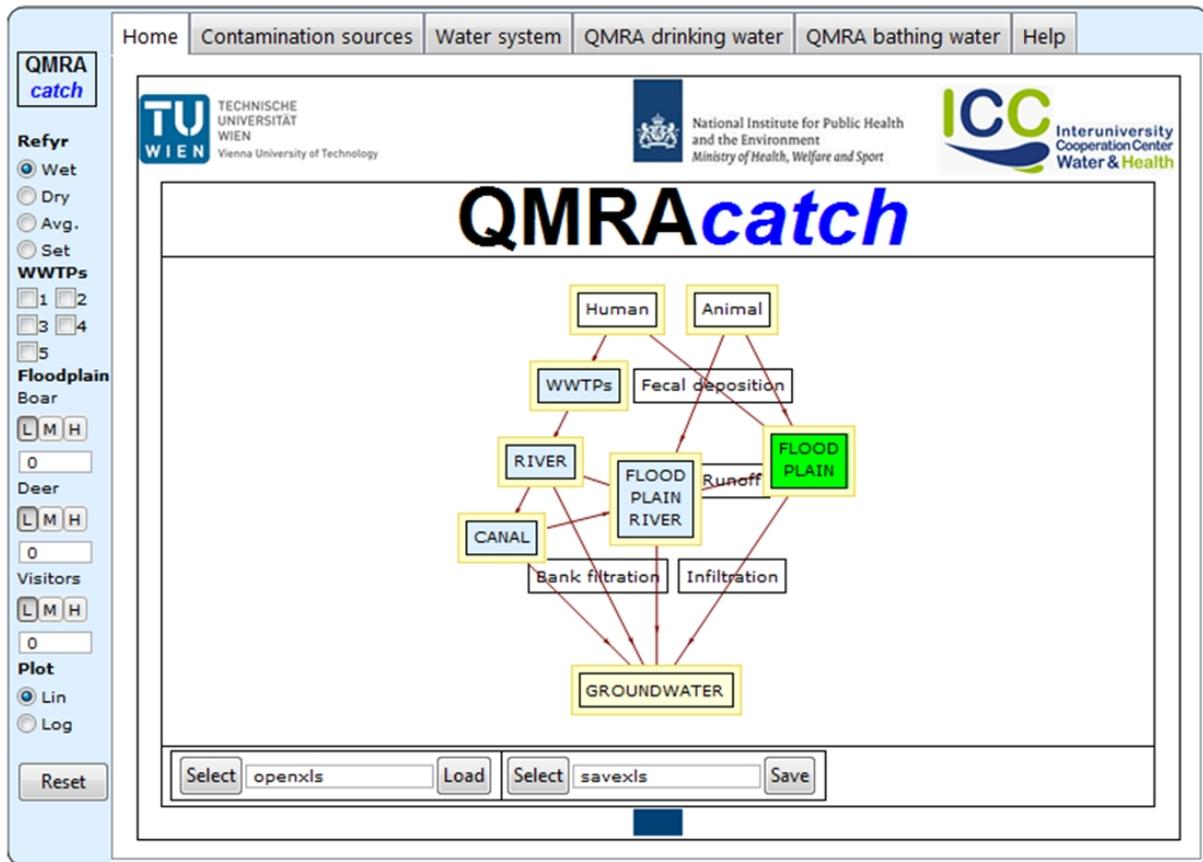


Abbildung 5: Einstiegsseite zum Modellierungstool QMRA-Catch zur Modellierung der mikrobiologischen Wasserqualität

## 7. Danksagung

Diese Arbeit wurde vom Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (FWF) im Zuge der Projekte P22309-B20 und W1219 (Doktoratsprogramm DKplus „Wasserwirtschaftliche Systeme“) sowie dem Projekt „Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen)“ mit Unterstützung von Bund (Lebensministerium), Land Wien und Europäischer Union (Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums, hier investiert Europa in ländliche Gebiete LE 07-13) unterstützt.

## 8. Literatur

Blaschke, A.P., and R. Kirnbauer. 2007. Grundwassertransportmodellierung als Instrument zur Quantifizierung der Grundwasserbelastung aus Einträgen aus der Abwasserbelastung. in: Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission, Ed. M. Zessner, Wiener Mitteilungen 201: 269-290.

- Burtscher, M.M., K.E. Köllner, R. Sommer, K. Keiblinger, A.H. Farnleitner, and R.L. Mach. 2006. Development of a novel amplified fragment length polymorphism (AFLP) typing method for enterococci isolates from cattle faeces and evaluation of the single versus pooled faecal sampling approach. *Journal of Microbiological Methods* 67: 281-293.
- Caldwell, J.M., M.E. Raley, and J.F. Levine. 2007. Mitochondrial multiplex real-time PCR as a source tracking method in fecal-contaminated effluents. *Environmental Science & Technology* 41: 3277-3283.
- Connelly, J., and A. Baeumner. 2012. Biosensors for the detection of waterborne pathogens. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 402: 117-127.
- Cumberland, S., J. Bridgeman, A. Baker, M. Sterling, and D. Ward. 2011. Fluorescence spectroscopy as a tool for determining microbial quality in potable water applications. *Environmental Technology* 33: 687-693.
- Dick, L.K., and K.G. Field. 2004. Rapid estimation of numbers of fecal Bacteroidetes by use of a quantitative PCR assay for 16S rRNA genes. *Applied and Environmental Microbiology* 70: 5695-7.
- Eleria, A., and R.M. Vogel. 2005. Predicting fecal coliform bacteria levels in the Charles River, Massachusetts, USA. *Journal of American Water Resources* 41: 1195-1209.
- Farnleitner A.H., and Reischer, H. 2013. New Perspectives in Water Quality Testing. *International Innovations*. issue june 2013: disseminating science, research and technology in health partnership; pages 18-20; ISSN: 2051-8552; [www.researchmedia.eu](http://www.researchmedia.eu)
- Farnleitner, A.H., L. Hocke, C. Beiwl, G.C. Kavka, T. Zechmeister, A.K.T. Kirschner, and R.L. Mach. 2001a. Rapid enzymatic detection of *Escherichia coli* contamination in polluted river water. *Letters in Applied Microbiology* 33: 246-250.
- Farnleitner, A.H., R. Mach, G.H. Reischer, and G. Kavka. 2007. Mikrobiologisch-hygienische Risiken trotz Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik? in: *Der kombinierte Ansatz*, Ed. M. Zessner, *Wiener Mitteilungen* 201:209-242.
- Farnleitner, A.H., G.H. Reischer, G. Stadler., D. Kollanur, R. Sommer, W. Zerobin, G. Blöschl, K.M. Barella, J. Truesdale, A. Casarez, and G. Di Giovanni. 2001b. Agricultural and rural watersheds. In: *Microbial source tracking: methods, applications, and case studies*, Ed. C. Hagedorn, A. R. Blanch and V. J. Harwood., Springer, New York; Seiten 399-431.
- Farnleitner, A.H., G. Ryzinska-Paier, G.H. Reischer, M.M. Burtscher, S. Knetsch, A.K.T. Kirschner, T. Dirnböck, G. Kuschnig, R.L. Mach, and R. Sommer. 2010. *Escherichia coli* and enterococci are sensitive and reliable indicators for human, livestock and wildlife faecal pollution in alpine mountainous water resources. *Journal of Applied Microbiology* 109: 1599-1608.
- Farnleitner, A.H., I. Willhartitz, G. Reischer, M.M. Burtscher, and R.L. Mach. 2005. Möglichkeiten und Grenzen molekularbiologischer Techniken in der Untersuchung

- der mikrobiologischen Wasserqualität. *Deutsche Lebensmittel-Rundschau* 101: 446-456.
- Fewtrell, L., and J. Bartram. 2001. *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease.* Padston, Cornwall; IWA Publishing; 424 Seiten
- Francy, D.S., E.A. Stelzer, J.W. Duris, A.M.G. Brady, J.H. Harrison, H.E. Johnson, and M.W. Ware. 2003. Predictive models for *Escherichia coli* concentrations at inland lake beaches and relationship of model variables to pathogen detection. *Applied and Environmental Microbiology* 79: 1676-1688.
- Giana, H., L. Silveira, Jr., R. Zângaro, and M. Pacheco. 2003. Rapid Identification of Bacterial Species by Fluorescence Spectroscopy and Classification Through Principal Components Analysis. *Journal of Fluorescence* 13: 489-493.
- Haas, C.N., J. Rose, and C.P. Gerba. 1999. *Quantitative microbial risk assessment;* John Wiley & Sons. 449 Seiten.
- Hagedorn, C., A.R. Blanch, and V.J. Harwood. 2011. *Microbial source tracking: methods, applications, and case studie;* Springer New York; 624 Seiten.
- Hammes, F., and T. Egli. 2010. Cytometric methods for measuring bacteria in water: advantages, pitfalls and applications. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 397: 1083-1095.
- Haugland, R.A., S.C. Sieftring, L.J. Wymer, K.P. Brenner, and A.P. Dufour. 2005. Comparison of *Enterococcus* measurements in freshwater at two recreational beaches by quantitative polymerase chain reaction and membrane filter culture analysis. *Water Research* 39: 559-568.
- Haugland, R.A., M. Varma, M. Sivaganesan, C. Kelty, L. Peed, and O.C. Shanks. 2010. Evaluation of genetic markers from the 16S rRNA gene V2 region for use in quantitative detection of selected *Bacteroidales* species and human fecal waste by qPCR. *Systematic and Applied Microbiology* 33: 348-357.
- Henderson, R.K., A. Baker, K.R. Murphy, A. Hambly, R.M. Stuetz, and S.J. Khan. 2009. Fluorescence as a potential monitoring tool for recycled water systems: A review. *Water Research* 43: 863-881.
- Hrudey, S.E., and E.J. Hrudey. 2004. *Safe drinking water: lessons from recent outbreaks in affluent nations;* Cornwall; IWA Publishing; 486 Seiten.
- Ishii, S., and M.J. Sadowsky. 2008. *Escherichia coli* in the environment: implications for water quality and human health. *Microbes and Environments* 23: 101-108.
- ISO/TR 13843. 2000. *Water quality - Guidance on validation of microbiological methods*
- Johnston, C., J.A. Ufnar, J.F. Griffith, J.A. Gooch, and J.R. Stewart. 2010. A real-time qPCR assay for the detection of the *nifH* gene of *Methanobrevibacter smithii*, a potential indicator of sewage pollution. *Journal of Applied Microbiology* 109: 1946-1956.
- Kildare, B.J., C.M. Leutenegger, B.S. McSwain, D.G. Bambic, V.B. Rajal, and S. Wuertz. 2007. 16S rRNA-based assays for quantitative detection of universal,

- human-, cow-, and dog-specific fecal Bacteroidales: A Bayesian approach. *Water Research* 41: 3701-3715.
- Kirschner, A.K., G. Kavka, G. Reischer, R. Sommer, A.P. Blaschke, J. Vierheilig, M. Stevenson, R. Mach, and A. Farnleitner. 2014. Microbiological quality of the River Danube: status quo and future perspectives. in: *The Danube River*, Ed. I. Liska and J. Slobodnik. Springer Berlin; im Druck
- Layton, A., L. McKay, D. Williams, V. Garrett, R. Gentry, and G. Sayler. 2006. Development of Bacteroides 16S rRNA gene TaqMan-based real-time PCR assays for estimation of total, human, and bovine fecal pollution in water. *Applied and Environmental Microbiology* 72: 4214-24.
- Lebaron, P., A. Henry, A.S. Lepeuple, G. Pena, and P. Servais. 2005. An operational method for the real-time monitoring of E. coli numbers in bathing waters. *Marine Pollution Bulletin* 50: 652-659.
- Mieszkin, S., J.P. Furet, G. Corthier, and M. Gourmelon. 2009. Estimation of Pig Fecal Contamination in a River Catchment by Real-Time PCR Using Two Pig-Specific Bacteroidales 16S rRNA Genetic Markers. *Applied and Environmental Microbiology* 75: 3045-3054.
- Noble, R., and R. Weisberg. 2005. A review of technologies for rapid detection of bacteria in recreational waters. *J Water Health* 3: 381-392.
- Österreichisches Lebensmittelbuch, 2010, Codex-Kapitel B1 Trinkwasser.
- Payment, P., and P.R. Hunter. 2002. Endemic and epidemic infectious intestinal disease and its relationship to drinking water. In: *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*, Ed. L. Fewtrell and J. Bartram; London; IWA Publishing, Seiten 61-88.
- Reischer, G.H., J.E. Ebdon, J.M. Bauer, N. Schuster, W. Ahmed, J. Åström, A.R. Blanch, G. Blöschl, D. Byamukama, T. Coakley, C. Ferguson, G. Goshu, G. Ko, A.M. de Roda Husman, D. Mushi, R. Poma, B. Pradhan, V. Rajal, M.A. Schade, R. Sommer, H. Taylor, E.M. Toth, V. Vrajmasu, S. Wuertz, R.L. Mach, and A.H. Farnleitner. 2013. Performance Characteristics of qPCR Assays Targeting Human- and Ruminant-Associated Bacteroidetes for Microbial Source Tracking across Sixteen Countries on Six Continents. *Environmental Science & Technology* 47: 8548-8556.
- Reischer, G.H., D.C. Kasper, R. Steinborn, A.H. Farnleitner, and R.L. Mach. 2007. A quantitative real-time PCR assay for the highly sensitive and specific detection of human faecal influence in spring water from a large alpine catchment area. *Letters in Applied Microbiology* 44: 351-356.
- Reischer, G.H., D.C. Kasper, R. Steinborn, R.L. Mach, and A.H. Farnleitner. 2006. Quantitative PCR method for sensitive detection of ruminant fecal pollution in freshwater and evaluation of this method in alpine karstic regions. *Applied and Environmental Microbiology* 72 no. 8: 5610-4.
- Reischer, G.H., D. Kollanur, J. Vierheilig, C. Wehrspau, R.L. Mach, R. Sommer, H. Stadler, and A.H. Farnleitner. 2011. Hypothesis-Driven Approach for the Identification of Fecal Pollution Sources in Water Resources. *Environmental Science & Technology* 45: 4038-4045.

- Ryzinska-Paier, G., T. Lendenfeld, C. Correa, P. Stadler, A.P. Blaschke, R.L. Mach, H. Stadler, A.K.T. Kirschner, and A.H. Farnleitner. 2014. A sensitive and robust method for automated on-line monitoring of enzymatic activities in water and water resources. *Water Science & Technology*; im Druck.
- Schijven, J., A.H. Farnleitner, J. Derx, and A.P. Blaschke. 2013. A user-friendly computational tool for microbial quality simulations of fresh water including risk assessment. 17th International Symposium on Health-Related Water Microbiology. Florianopolis, Brasilien.
- Servais, P., T. Garcia-Armisen, A.S. Lepeuple, and P. Lebaron. 2005. An early warning method to detect faecal contamination of river waters. *Annals of microbiology* 55: 151-156.
- Shanks, O.C., E. Atikovic, A.D. Blackwood, J.R. Lu, R.T. Noble, J.S. Domingo, S. Seifring, M. Sivaganesan, and R.A. Haugland. 2008. Quantitative PCR for detection and enumeration of genetic markers of bovine fecal pollution. *Applied and Environmental Microbiology* 74: 745-752.
- Sommer, R., A.K. Kirschner, T. Haider, and A.H. Farnleitner. 2009. Hygienisch-mikrobiologische Bewertung von Oberflächengewässern, Kläranlagenabläufen und Desinfektion. In: *Neue Herausforderungen an die Wassergütewirtschaft*, Ed. H. Kroiss; *Wiener Mitteilungen* 212:171-184.
- Stadler, H., E. Klock, P. Skritek, R.L. Mach, W. Zerobin, and A.H. Farnleitner. 2010. The spectral absorption coefficient at 254nm as a real-time early warning proxy for detecting faecal pollution events at alpine karst water resources. *Water Science and Technology*: 62: 1898-1906.
- Stadler, H., P. Skritek, R. Sommer, R.L. Mach, W. Zerobin, and A.H. Farnleitner. 2008. Microbiological monitoring and automated event sampling at karst springs using LEO-satellites. *Water Science and Technology* 58: 899-909.
- Stalder., G., R. Sommer, C. Walzer, R.L. Mach, C. Beiglböck, A.P. Blaschke, and A.H. Farnleitner. 2011. Gefährdungs- und risikobasierende Konzepte zur Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität - Teil 1. *Wiener Tierärztliche Monatsschrift* 98: 9-24.
- Vierheilig, J., C. Frick, R.E. Mayer, A.K.T. Kirschner, G.H. Reischer, J. Derx, R.L. Mach, R. Sommer, and A.H. Farnleitner. 2013. *Clostridium perfringens* is not suitable for the indication of fecal pollution from ruminant wildlife but is associated with excreta from nonherbivorous animals and human sewage. *Applied and Environmental Microbiology* 79 : 5089-5092.
- World Health Organisation (WHO). 2003. *Guidelines for safe recreational water environments: volume 1 coastal and fresh waters*. Genf. 219 Seiten.
- World Health Organisation (WHO). 2004. *Guidelines for drinking-water quality*. Genf. 515 Seiten
- Wu, J., S.C. Long, D. Das, and S.M. Dorner. 2011. Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *Journal of Water and Health* 9: 265-278.

- Wuertz, S., D. Wang, G.H. Reischer, and A.H. Farnleitner. 2011. Library-independent bacterial source tracking methods. in: Microbial source tracking: methods, applications, and case studies, Ed. C. Hagedorn, A. R. Blanch and V. J. Harwood,. Springer New York. Seite 61-112.
- Wutor, V.C., C.A. Togo, J.L. Limson, and B.I. Pletschke. 2007. A novel biosensor for the detection and monitoring of  $\beta$ -d-galactosidase of faecal origin in water. *Enzyme and Microbial Technology* 40: 1512-1517.
- Yampara-Iquise, H., G. Zheng, J.E. Jones, and C.A. Carson. 2008. Use of a Bacteroides thetaiotaomicron-specific alpha-1-6, mannanase quantitative PCR to detect human faecal pollution in water. *Journal of Applied Microbiology* 105: 1686-1693.
- Yates, M. 2007. Classical indicators in the 21st century - far and beyond the coliform. *Water Environment Research* 79: 279-286.

**Korrespondenz an:**

Priv.-Doz. Mag. Dr. Andreas Farnleitner, MSc.tox

Technische Universität Wien,

Interuniversitäres Kooperationszentrum für Wasser und Gesundheit (ICC Water&Health)

Gumpendorferstraße 1a, 1060 Wien

Tel.: 0664/605882244

Mail: andreas.farnleitner@tuwien.ac.at

[www.waterandhealth.at](http://www.waterandhealth.at)



# Bilanzierung der Virenelimination in kommunalen Kläranlagen

Katharina Schneider, Regina Nogueira, Karl-Heinz Rosenwinkel

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover, Leibniz Universität Hannover

**Kurzfassung:** Die Abwasserreinigung blickt auf eine lange Erfolgsgeschichte der Elimination von Schmutzstoffen, sauerstoffzehrenden Stoffen und Nährsalzen zurück und steht nun vor neuen Herausforderungen. Die Entfernung von Spurenstoffen und wasserbürtigen Krankheitserreger wie z.B. Enteroviren sind die neuen Ziele, die es zu reduzieren gilt um unsere Gewässer zu schützen. Um aber die Elimination von Viren im Abwasser optimieren zu können, müssen zu allererst die wichtigsten Mechanismen zur Reduktion in einer bestehenden kommunalen Kläranlage identifiziert und quantifiziert werden. Diese Studie beschreibt u.a. eine Massenbilanzierung von somatischen Coliphagen (Bakterienviren) in einer kommunalen Kläranlage (Zeitraum Winter und Sommer 2011) zur Identifizierung der Reduktionsschritte im Belebtschlammverfahren. Im Winter betrug die Vireninaktivierung  $85,12 \pm 13,97$  %, während sie im Sommer signifikant höher bei  $95,25 \pm 3,69$  % lag. Der Grund dafür war höchstwahrscheinlich die Sonneneinstrahlung in der Nachklärung. Die durchgeführten Batchtests zeigten eine Unabhängigkeit der Virenadsorption vom TS-Gehalt zwischen 2-5 g/l und einen positiven Einfluss der Temperatur auf die Inaktivierung der somatischen Coliphagen.

**Key Words:** Abwasser, Belebtschlamm, Inaktivierung, Massenbilanz, somatische Coliphagen

## 1 Einleitung

Das Reinigen von kommunalen Abwässern hat in den letzten Jahrzehnten immer wieder eine Erweiterung ihrer Ziele erfahren. War sie früher hauptsächlich auf die Entfernung von Schmutzpartikeln beschränkt, so sind es heute vor allem die sauerstoffzehrende Stoffe und Nährsalze (z.B. Phosphor und Stickstoff), auf die ein besonderes Augenmerk gelegt wird um unsere Gewässer zu schützen. Doch die Entwicklung geht immer weiter und schon bald stehen Kläranlagenbetreibern wieder vor neuen Herausforderungen: Spurenstoffe, wie z.B. Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel, und wasserbürtigen

Krankheitserreger wie humanpathogene Viren (z.B. Noroviren und Adenoviren), rücken immer mehr in den Fokus des öffentlichen Interesses. Mancherorts hat dieser Trend schon zum Ausbau von Anlagen geführt um auch diese Stoffe aus dem Abwasser entfernen zu können. Obwohl in bestehenden kommunalen Kläranlagen eine deutliche Reduzierung von Krankheitserregern erreicht wird, ist die Konzentration von Viren im Ablauf immer noch ausreichend um Menschen zu infizieren. Botzenhart beschreibt in seiner Veröffentlichung von 2007, dass Flüsse mit einem hohen Abwasseranteil noch 10-100 IE/l (infektiöse Einheiten) an humanpathogenen Viren und solche mit niedrigem Anteil immer noch 1-10 IE/l enthalten - eine Dosis die bei Noroviren beispielsweise zu einer Erkrankung führen würde. Das besondere an humanpathogene Viren ist ihre hohe Umweltresistenz im Wasserkörper. Diese Tatsache resultiert aus den beiden wichtigsten Eigenschaften der Viren: die Bildung von Aggregaten im Wasser und eine hohe Adsorptionsbereitschaft an fast alle im Wasser befindlichen Materialien (z.B. Algen, Bakterien, Schwebstoffe etc.). Diese Mechanismen schützen sie vor Umwelteinflüsse wie beispielsweise Sonneneinstrahlung und sorgen dafür, dass sie beim Transport im Fluss selbst viele Kilometer entfernt von der Einspeisungsstelle nicht an Infektiosität verlieren. Beispielsweise können Noroviren aufgrund dieser Eigenschaften sogar bis zu 3 Jahre im Grundwasser noch infektiös sein (Seitz et al., 2008). Um die zunehmende Verschmutzung der Flüsse mit viralen Krankheitserregern durch Abwasser einschränken zu können, ist es wichtig die Virenbelastung im Ablauf der Kläranlage zu reduzieren. Dazu ist es aber zuvor unbedingt erforderlich die Mechanismen der Virenelimination in der Kläranlage zu kennen und diese ggf. für eine Optimierung des Systems zu nutzen.

Aus dieser Problemstellung heraus hat sich das DFG – Gemeinschaftsprojekt “Pathogenic viruses in water – detection, transport and elimination” mit fünf unterschiedlichen Projektpartnern zusammengefunden um gemeinsam die unterschiedlichen Aspekte der Virenproblematik zu untersuchen (siehe Bild1). Die Projektpartner sind im Einzelnen: das Helmholtz Zentrum München (HZM), Umweltbundesamt Berlin (UBA), Universität Bonn (UB), TU München (TUM) und die Leibniz Universität Hannover (LUH). In diesem Konsortium hat das Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover (ISAH) der LUH, die Untersuchung des Abwassers und der Eliminationsmechanismen in kommunalen Kläranlagen übernommen. Das Ziel dieses Teilprojektes war die Bilanzierung der Vireneliminationseffizienz einer kommunalen Kläranlage und Identifikation der wesentlich Einflussgrößen auf die Inaktivierung der Viren im Batchversuch (z.B. Schlammalter, Schlammbelastung, Temperatur etc.).

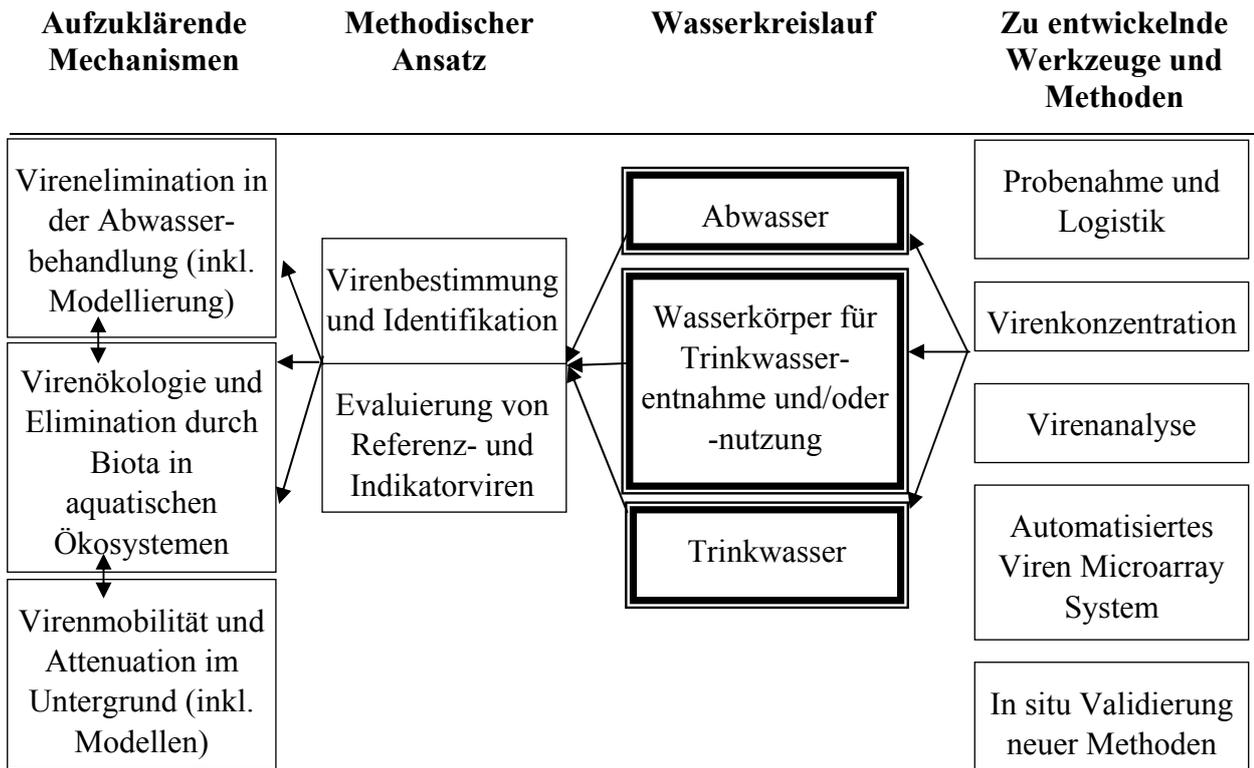


Abbildung 1: Struktur der Kollaborationen im Konsortium aus der Präambel des DFG-Projektes

Die Untersuchungen wurden stellvertretend für die humanpathogenen viralen Krankheitserreger an nichthumanpathogenen somatischen Coliphagen durchgeführt. Bakteriophagen - oder Phagen – zeigen im Wesentlichen die gleichen Eigenschaften wie humanpathogene Viren, können aber im Gegensatz zu diesen nur ausschließlich Bakterien infizieren. Aus diesem Grund ist der Nachweis deutlich unkomplizierter und ungefährlicher als mit ihren humanpathogenen Gegenstücken. Zurzeit werden in Wissenschaftskreisen mehrere Phagen als mögliche Modellorganismen für Enteroviren diskutiert. Zwei der möglichen Kandidaten sind zum einen somatische Coliphagen (z.B.  $\phi$ X174) und zum anderen F-spezifische RNA-Phagen (z.B. MS 2). Da somatische Coliphagen aufgrund ihrer hohen Umweltstabilität und einfachen Handlings derzeit die bevorzugten Modellorganismen für Enteroviren sind (N. Contreras-Coll et al. (2002), Morinigo et al. (1992)), wurden sie für diese Untersuchungen ausgewählt. Die Eliminationsraten im Batch und in der Kläranlage wurden mittels kultivierungsabhängigen (Weichagarschichttechnik) und -unabhängigen Methoden (quantitativen Realtime-PCR, qRT-PCR) quantifiziert. Für die Untersuchungen im Batchtest wurden die Reaktoren

teilweise mit dem somatischen Coliphagen PhiX174 gespikt um die Adsorption und Inaktivierung über die Zeit zu beobachten. Auf Basis dieser Untersuchungen konnte dann ein Virus-Tool für das erweiterte Activated Sludge Model No. 3 (ASM 3) erstellt werden, welches aber nicht im Detail in diesem Artikel beschrieben wird.

## 2 Methoden und Ergebnisse

### 2.1 Untersuchungen zur Virenelimination in einer kommunalen Kläranlage

Um die Virenelimination während der Abwasserreinigung charakterisieren zu können, wurden an bestimmten Stellen (siehe Abb. 2) innerhalb der Anlage Stichproben gezogen und auf somatische Coliphagen untersucht. Dadurch war es möglich Rückschlüsse auf die Reduktionsschritte innerhalb einer kommunalen Kläranlage zu ziehen und die Effizienz zu quantifizieren.

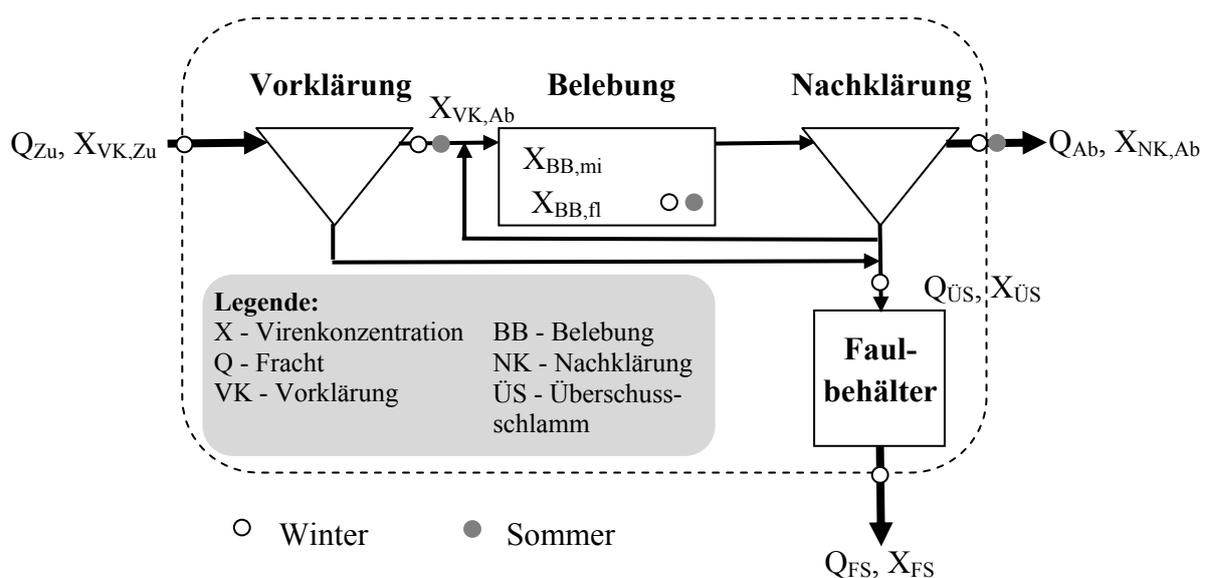


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Virenelimination in der untersuchten Kläranlage

Die Stichproben wurden am Zu- und Ablauf der Vorklärung, am Ablauf der Belebung und am Ablauf der Nachklärung, sowie am Zu- und Ablauf des Faulbehälters (mesophil, nur im Winter) gezogen. Die Untersuchungen erfolgten sowohl im Winter und als auch im Sommer 2011 um den Einfluss der Temperatur auf die Eliminationsleistung ermitteln zu können. Die Massenbilanzierung bezieht sich hauptsächlich auf die Untersuchungen im Winter, aber ohne die Einbeziehung des Faulbehälters in die Kalkulationen.

Die übliche Methode zur Bestimmung der Konzentration von somatischen Coliphagen ist die Weichagarschichttechnik nach DIN ISO 10705-2:2000 (2001). Dazu werden die zu untersuchenden Proben mit einem Nährmedium gemischt, welches den Wirt des Indikators - *Escherichia coli* - enthält. Diese Suspension wird dann mit warmen Weichagar versetzt und sofort auf eine vorbereitete Agarplatte gegossen. Nach einer Inkubation bei ca. 37°C werden dann die im Bakterienrasen sichtbaren Plaques (siehe Abb. 3 und 4) ausgezählt. Da man davon ausgeht, dass jeder Plaque durch einen Viruspartikel verursacht wird, kann man durch Hochrechnung auf die Konzentration der somatischen Coliphagen in der Probe schließen (Angabe in Plaque forming units, PFU/l). Die Belebtschlammproben sind z.T. zusätzlich zentrifugiert worden, um festzustellen wie viele Viren nach der Adsorption an den Belebtschlamm noch im Überstand zu finden sind (Flüssigphase).

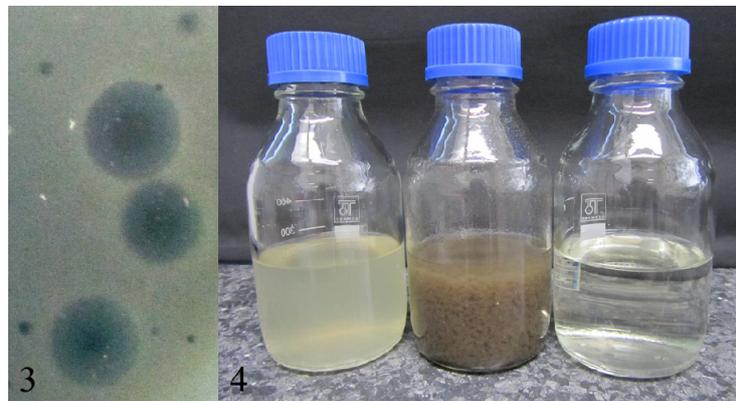


Abbildung 3: Plaques von somatischen Coliphagen

Abbildung 4: Proben aus Vorklärung, Belebungs- und Nachklärungsphase (v. li. n. re.)

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen (siehe auch: Ulbricht et al., 2014):

- Somatische Coliphagen werden in der Belebungsphase nicht wie die partikuläre fraktion angereichert (theoretischer Wert:  $2,26 \cdot 10^8$  PFU/l, realer Wert:  $2,57 \cdot 10^7$  PFU/l), sondern zu  $85,12 \pm 13,97$  % inaktiviert. Dies geschieht wahrscheinlich durch Bakterien und Protozoen (Kim und Unno 1996), sowie durch enzymatischen Abbau (Elliott et al. 2011).
- In der Vorklärung konnte keine nachweisbare Elimination der somatischen Coliphagen nachgewiesen werden. Allerdings werden von den Viren die in die Kläranlage gelangen nur  $1,43 \pm 1,13$  % in die Umwelt entlassen und  $14,47 \pm 13,97$  % mit dem Überschussschlamm in den Faulbehälter transportiert.

- Der wesentliche Mechanismus der Elimination von somatischen Coliphagen ist aber die Adsorption an den Belebtschlamm. Etwa 99% der somatische Coliphagen binden an den Schlamm. Die ungebundenen Phagen in der Flüssigphase der Belebung sind wiederum in der Nachklärung nachweisbar (Abb. 5).
- Die Ergebnisse legen nahe, dass die Vireninaktivierung im Sommer signifikant höher ist ( $95,25 \pm 3,69 \%$ ) als im Winter ( $85,12 \pm 13,97 \%$ ). Dass lässt sich höchstwahrscheinlich auf die zusätzliche Reduktion der Coliphagenkonzentration in der Nachklärung durch die UV-Strahlung der Sonne zurückführen (Abb. 6).
- Im Faulbehälter konnten die somatische Coliphagen unter Berücksichtigung der Messungenauigkeit um ca. 96% reduziert werden.
- Die molekularbiologischen Untersuchungen zeigen, dass die Reduktion der somatischen Coliphagen sich mit der von humanpathogenen Viren (hier: Adenoviren) vergleichen lässt, da der Konzentrationsverlauf innerhalb der Kläranlage ähnlich ist (nicht dargestellt).

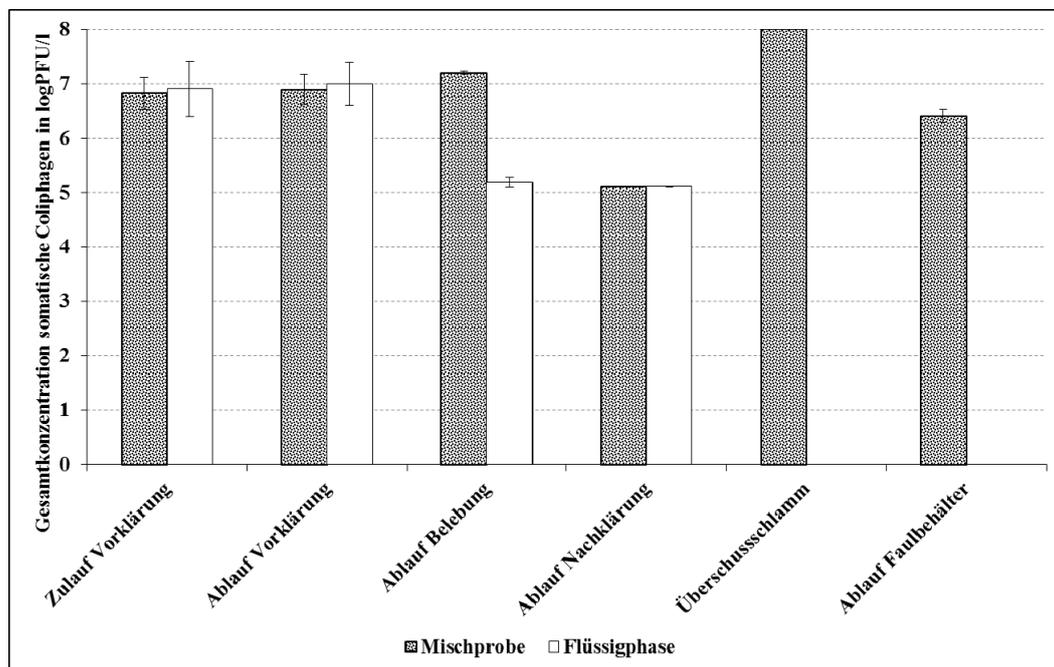


Abbildung 5: Arithmetisches Mittel der somatischen Coliphagenkonzentration in einer kommunalen Kläranlage (Winter) in der gemischten Probe und in der flüssigen Phase nach Zentrifugation.

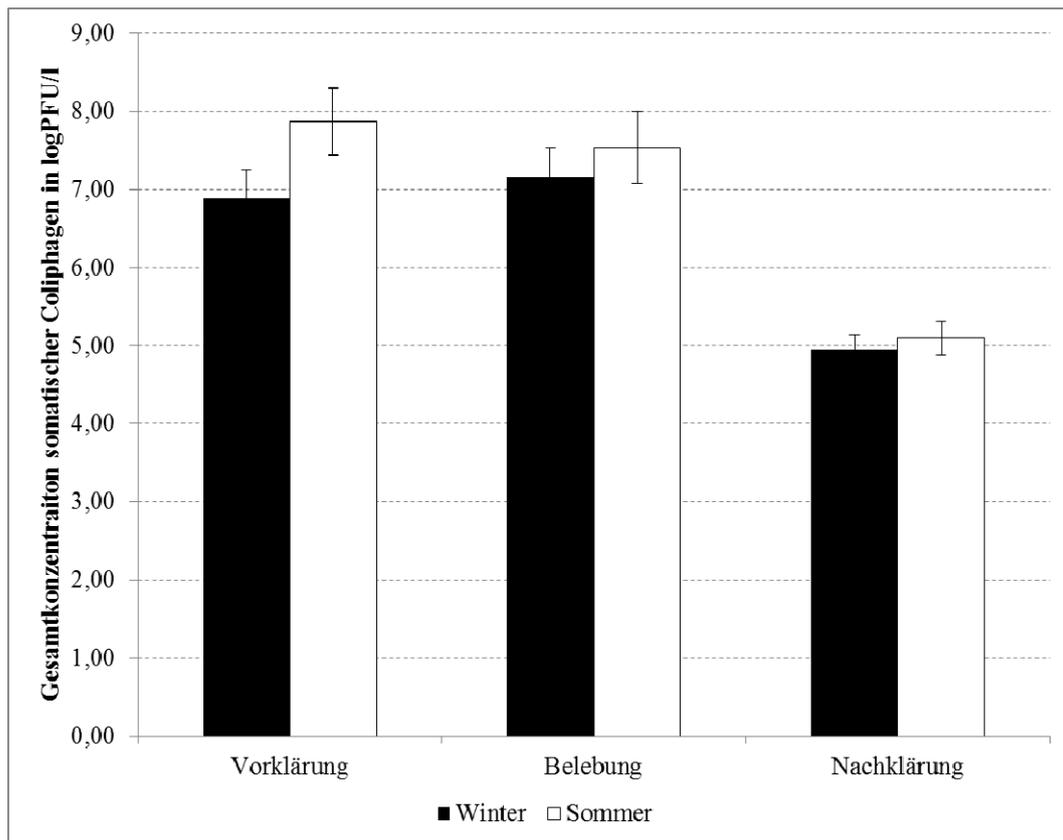


Abbildung 6: Arithmetisches Mittel der Gesamtcoliphagenkonzentration in einer Kläranlage in den Probenahmezeiträumen im Winter und Sommer 2011

## 2.2 Untersuchung der Adsorption und Inaktivierung im Batch

Zur Bestimmung der Adsorptionskinetiken zwischen Viruspartikeln und Belebtschlammoberfläche wurde eine Reihe von Batchtests durchgeführt. Dabei wurden folgende Parameter bezüglich ihres Einflusses auf die Adsorption hin untersucht:

1. Trockensubstanz-Gehalt (TS-Gehalt)
2. Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Für die Untersuchungen erfolgte eine Entnahme vom Ablauf der Belebung aus einer kommunalen Kläranlage und Überführung des Schlammes in 2l-Batch-Reaktoren. Anschließend wurden die Reaktoren mit somatischen Coliphagen PhiX174 gespikt und ca. 2-8 h regelmäßig beprobt. Für die Untersuchung des Einflusses des TS-Gehaltes auf die Adsorption (1.) wurde der Feststoffgehalt durch Aufkonzentration oder Verdünnung variiert, während die zugegebene Konzentration an PhiX174 (ca.  $1 \cdot 10^7$  PFU/l) in allen Reaktoren zu Beginn des Versuches gleich war.

Für die Kalibrierung des Modells, musste der Einfluss der Adsorption durch Substratkonkurrenz in Form von leichtabbaubaren CSB ausgeschlossen werden. Dazu war die Durchführung eines zusätzlichen Batchtests mit hochkonzentrierter Glukose (ca. 2.300 mg/l) notwendig (2.). Die zugegebene Konzentration an PhiX174 entsprach dabei den Konzentrationen von den TS-Batchtests (1.) und bei einem TS von ca. 3,6 g/l. Der pH-Wert wurde bei allen Versuchen kontrolliert und falls notwendig auf pH 7,8 korrigiert. Die Temperatur in den Reaktoren lag bei allen Adsorptionsversuchen bei ca. 20°C (Raumtemperatur RT).

Die Ergebnisse der Adsorptionsuntersuchungen:

1. TS-Gehalte zwischen 2 - 5 g/l haben keinen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der adsorbierten somatischen Coliphagen. Daraus folgt, dass eine Erhöhung des TS-Gehaltes keine Optimierung der Virenelimination in Kläranlagen mit sich bringt.
2. Die Zugabe von CSB in Form von hochkonzentrierter Glukose hat keinen Einfluss auf die Virenadsorption, sodass dieser Effekt nicht im Modell beachtet werden muss.

Um ein genaueres Bild von den Vorgängen im Belebtschlamm zu haben, wurden weitere Batchtests durchgeführt. Diese sollten klären, ob und in welchem Zeitraum eine Inaktivierung der somatischen Coliphagen im Belebtschlamm stattfindet. Dafür wurde der Schlamm in den Reaktoren im Gegensatz zu den ersten Versuchen nicht zusätzlich mit PhiX174 gespikt, sondern die „natürliche“ Phagenbelastung als Ausgangskonzentration beibehalten. Diese Batchtests wurden in einem Zeitraum von ca. 60 d beprobt, wobei in regelmäßigen Abständen künstliches Substrat zum Erhalt der Bakterien sowie bei Bedarf 0,5 M Natronlauge zum Einstellen des pH-Wertes (pH 7,8) zugegeben wurden. Die Versuche dienten zur Untersuchung der Inaktivierung somatischer Coliphagen im Belebtschlamm über die Zeit und die Abhängigkeit dieses Prozesses von der Temperatur. Die gewählten Temperaturen repräsentieren dabei die Gegebenheiten während des Sommers (22-24°C) und des Winters (ca. 12°C) im Belebtschlammbecken einer Kläranlage.

Die Inaktivierungsversuche zeigten, dass ...:

1. ...die Inaktivierung ein sehr langsamer Prozess ist. Dabei werden freie Viren am effektivsten inaktiviert, gebundene nur zu einem sehr geringen Teil. Nach ca. 38 d wurde die maximal erreichbare Inaktivierung erreicht (ca. 2,96 logPFU) und die Konzentration der somatischen Coliphagen in der gemischten Probe veränderte sich kaum noch.
2. ...die Temperatur ein wichtiger Faktor bei der Inaktivierung von Viren ist. Bei Raumtemperatur war nach 42 d eine Reduktion um 2,73 logPFU erkennbar während bei 12°C in der gleichen Zeit nur 1,43 logPFU erreicht werden konnten (siehe Abb. 7).

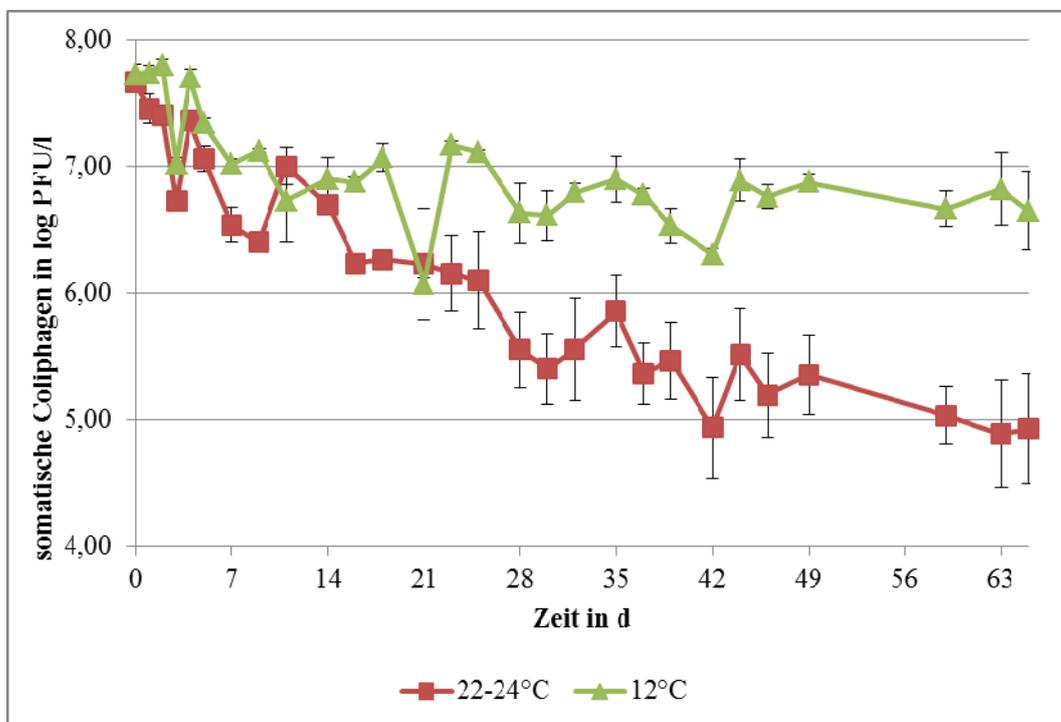


Abbildung 7: Arithmetisches Mittel der Gesamtcolphagenkonzentrationen in Batchreaktoren bei Raumtemperatur (22-24°C) und 12°C

### 3 Zusammenfassung

Als Teil des DFG - Gemeinschaftsprojektes "Pathogenic viruses in water – detection, transport and elimination" hat sich das ISAH mit dem Bereich Virenelimination im Abwasser beschäftigt. Dabei wurden Untersuchungen in einer Kläranlage sowie verschiedene Batchtests durchgeführt, deren Ergebnisse in ein neu entwickeltes Virus-Tool für das ASM3 eingeflossen sind. Zusammenfassend kann man sagen, dass die Konzentrationsabnahme der Viren

in der Kläranlage im Wesentlichen auf die Adsorption an Feststoffe und die Inaktivierung sowie den Abbau im Belebtschlamm innerhalb der Aufenthaltszeit und im Sommer zusätzlich durch UV-Bestrahlung in der Nachklärung zurückzuführen ist. Im Belebtschlamm ist die Reduktion der Virenkonzentration von vielen verschiedenen Faktoren abhängig, wobei in dieser Studie drei Parameter (TS, CSB und Temperatur) näher untersucht worden sind. Die Ergebnisse dieser Testreihen zeigten, dass die TS-Konzentration von 2-5 g/l in der Belebung beim Belebtschlammverfahren für die Virenadsorption nicht relevant ist. Darüber hinaus zeigte sich, dass die Inaktivierung der Viren im Belebtschlamm ein sehr zeitintensiver Prozess ist und durch die Temperatur positiv beeinflusst werden kann. Diese Erkenntnisse konnten schon erfolgreich in ein ASM 3-Modell implementiert werden. Weitere Untersuchungen sind notwendig um weitere Wechselwirkungen zwischen Viren und Belebtschlamm zu identifizieren und nutzbringend für die Kläranlagen der Zukunft zu nutzen.

## 4 Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei der DFG für die Förderung dieses Projektes. Darüber hinaus danken wir den Projektpartnern (HZM, UBA, UB, TUM), sowie Maike Beier, Volker Spring, Stefanie Wolter, Emma Haun und allen technischen Assistenten und studentischen Hilfskräften des ISAH für die gute Zusammenarbeit.

## 5 Literatur

- Botzenhart K., (2007): Viren im Trinkwasser. *Bundesgesundheitsblatt*, 50 (3), 296-301
- Contreras-Coll, N., Lucena, F., Mooijman, K., Havelaar, A., Pierzo, V., Boque, M., Gawler, A., Höller, C., Lambiri, M., Mirolo, G., Moreno, B., Niemi, M., Sommer, R., Valentin, B., Wiedenmann, A., Young, V., Jofre, J., (2002): Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout europe. *Water Research*, 36 (20), 4963-4974
- Elliott, M. A., DiGiano, F. A., Sobsey, M. D., (2011): Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter. *Water Research*, 45 (14), 4092-4102
- Morinigo, M. A., Wheeler, D., Berry, C., Jones, C., Munoz, M. A., Cornax, R., Borrego, J. J., (1992): Evaluation of different bacteriophage groups as faecal indicators in contaminated natural waters in southern England. *Water Research*, 26 (3), 267-271

- ISO 10705-2:2000, (2001): Water quality – detection and enumeration of bacteriophages. Part 2: Enumeration of somatic coliphages. *European Committee for Standardization, Brüssel, Belgien*
- Kim, T.-D., Unno, H., (1996): The roles of microbes in the removal and inactivation of viruses in a biological wastewater treatment system. *Water Sci Technol*, 33 (10-11), 243-250
- Seitz, S. R., Leon, J. S., Schwab, K. J., Lyon, G. M., Dowd, M., McDaniels, M., Abdulhafid, G., Fernandez, M. L., Lindesmith, L. C., Baric, R. S., Moe, C. L., (2011): Norovirus infectivity in humans and persistence in water. *Appl Environ Microbiol*, 77 (19), 6884-6888
- Ulbricht, K., Selinka, H. C., Wolter, S., Rosenwinkel, K. H., Nogueira, R., (2014): A mass balance approach to the fate of viruses in a municipal wastewater treatment plant during summer and winter seasons. *Water Sci Technol*, 69 (2), 364-370

**Korrespondenz an:**

Dipl.-Biol. Katharina Schneider

Leibniz Universität Hannover

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover  
Welfengarten 1

30167 Hannover

Tel.: 0511 762 3743

Mail: [katharinaschneider@isah.uni-hannover.de](mailto:katharinaschneider@isah.uni-hannover.de)



# Einlaufbauwerke von Nachklärbecken

Winfried Born

Ingenieurbüro Oppermann GmbH

**Abstract:** 2013 wurde der Arbeitsbericht „Einlaufbauwerke von Nachklärbecken“ des DWA-Fachausschusses KA 5 "Absetzverfahren" veröffentlicht. Die Entstehung des Berichtes und die Zielsetzung werden dargestellt. Die Berechnung von Kennzahlen, die zur Bemessung und Konstruktion von Einlaufbauwerken herangezogen werden können, wird aufgezeigt und ein Berechnungsbeispiel erläutert.

**Key Words:** Nachklärbecken, Einlaufbauwerk, Einlauftiefe, Eintrittsgeschwindigkeit

## 1 Einleitung

Wie diverse Untersuchungen gezeigt haben, ist das Einlaufbauwerk eines Nachklärbeckens von größter Bedeutung für die Leistungsfähigkeit des Beckens. Insbesondere die Einleittiefe, aber auch die Eintrittsgeschwindigkeit in das Nachklärbecken hat dabei einen großen Einfluss.

Die Angaben zu Konstruktion und Bemessung des Einlaufbauwerkes im derzeitigen Arbeitsblatt A 131 werden diesem Einfluss nicht gerecht bzw. entsprechen nicht mehr dem heutigen Kenntnisstand. Um den Planern schon vor Überarbeitung des A 131 bessere Hinweise zum Einlaufbauwerk geben zu können, hat der DWA-Fachausschuss „Absetzverfahren“ Kennzahlen zur Konstruktion von über 30 Nachklärbecken ausgewertet, die bereits nach neueren Erkenntnissen gebaut wurden, und hat sie den zugehörigen Messdaten der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Becken gegenübergestellt.

Aus dieser Untersuchung entstand der DWA-Arbeitsbericht „Einlaufbauwerke von Nachklärbecken“ (DWA, 2013). Er gibt Hinweise zur Bemessung und konstruktiven Gestaltung von Einlaufbauwerken, die später auch in die Überarbeitung des A 131 einfließen werden.

## 2 Datenerhebung

Für die Datensammlung wurde keine allgemeine Kläranlagenumfrage durchgeführt. Vielmehr wurden von den Mitgliedern des Fachausschusses gezielt Auskünfte über Auslegungs- und Betriebsdaten neuer oder sanierter Nachklärbecken mit guter Ablaufqualität eingeholt.

Es wurden über 30 Nachklärbecken kommunaler Kläranlagen mit Belebungsverfahren und Stickstoffreduzierung erfasst. Die vorgelagerten Kanalnetze entwässern überwiegend im Mischsystem, es sind jedoch auch einige Anlagen mit Trennsystem einbezogen.

Die meisten Nachklärbecken sind horizontal durchströmt, nur einzelne sind vorwiegend vertikal oder als lang gestreckte Rechteckbecken quer durchströmt. Die überwiegende Zahl der horizontal durchströmten Nachklärbecken sind Rundbecken mit Durchmessern von 12 bis 55 m. Die wenigen längs durchströmten Rechteckbecken haben Längen von 43 bis 71 m.

Bei der Datensammlung wurden die wichtigsten geometrischen Größen der Nachklärbecken (Durchmesser bzw. Länge, Oberfläche, Tiefe) und speziell der Einlaufbauwerke erfasst. Zusätzlich wurden die Bemessungswerte für den Maximalzufluss  $Q_m$  und das zugehörige Rücklaufverhältnis  $RV$  sowie die maßgeblichen Kennwerte des Belebtschlammes ( $VSV$ ,  $TS_{BB}$ ,  $ISV$ ) erfragt, so dass jeweils die maximale Oberflächenbeschickung  $q_A$  und die maximale Schlammvolumenbeschickung  $q_{SV}$  errechnet werden konnten.

Tabelle 1: Konstruktive Merkmale Nachklärbecken

		Untersuchte Nachklärbecken				
Bauweise		Rund		Rechteckig		Quadratisch
Anzahl		30		6		1
Fließrichtung		Horizontal	Vertikal	Horizontal längs	Horizontal quer	Vertikal
Anzahl		29	1	3	3	1
Durchmesser	m	12 - 54,5	12,5			
Länge	m			43 - 72	32 - 52	16
Oberfläche	m <sup>2</sup>	113 - 2325	123	344 - 1088	320 - 520	260
2/3-Tiefe	m	2,0 - 5,5	8,16	3,3 - 3,8	5,4 - 5,7	8,3
Randtiefe	m	1,4 - 5,3	4,95	3,0 - 4,1	5,4 - 5,7	7,8
Durchmesser Einlaufbauwerk	m	2,0 - 10	2,0	-	-	3,5
Volumen Einlaufbauwerk	m <sup>3</sup>	8,8 - 114	12	11,6 - 12,9	-	32

Deutlich wird die große Bandbreite an untersuchten Beckentypen. Die Oberflächen der Rundbecken reichen von 113 m<sup>2</sup> bis 2325 m<sup>2</sup>. Entsprechend unterschiedlich ist auch das Volumen des Einlaufbauwerks.

Es sind sowohl sehr flache Becken mit Randtiefen kleiner 2 m als auch tiefe Becken mit Randtiefen größer 7 m vorhanden.

Die Ablaufqualität wurde durch die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe (24 h- oder 2 h-Mischproben, vereinzelt Stichproben) charakterisiert. Ergänzend wurden Trübungsmessungen oder CSB-Bestimmungen herangezogen werden, wenn die Korrelationen zu den abfiltrierbaren Stoffen bekannt waren.

Die Daten wiesen eine große Heterogenität in den jeweiligen Beckenkonstruktionen, den hydraulischen Belastungen und der Art der Probenahme auf. Es war zwar nicht möglich, aus den Daten allgemeingültige quantitative Zusammenhänge abzuleiten. Trotzdem konnte festgestellt werden, dass mit einer Einlaufhöhe, die tiefer als im Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 empfohlen liegt, AFS-Konzentrationen im Ablauf von deutlich unter 20 mg/l, häufig sogar deutlich unter 10 mg/l erzielt wurden.

### **3 Einlaufbauwerk**

Das Einlaufbauwerk hat die Aufgabe, das Nachklärbecken mit dem belebten Schlamm gleichmäßig zu beschicken. Bei Rundbecken erfolgt dies in der Regel durch ein zentrales Bauwerk radial. Bei längsdurchströmten Rechteckbecken vor Kopf und bei querdurchströmten Becken seitlich.

Der Einlaufbereich ist strömungstechnisch gesehen ein schwieriger Knotenpunkt, da hier – insbesondere bei den mehr horizontal durchströmten Becken - vier Strömungsrichtungen miteinander in Einklang zu bringen sind:

- der Zulauf horizontal in Richtung Ablauf,
- der Bodenschlammstrom entgegengesetzt in Richtung Schlammtrichter,
- die interne Rückströmung horizontal in Richtung Einlauf
- quer dazu der Kurzschlusschlammstrom vom Einlauf zum Schlammtrichter.

Der belebte Schlamm sollte aus dem Einlaufbauwerk in eine Zone gleicher Dichte in das Nachklärbecken eingeschichtet werden, so dass weder die Klarwasserschicht noch der bereits eingedickte Schlamm gestört werden. Niedrige Eintrittsgeschwindigkeiten von 5 bis 10 cm/s sorgen dafür, dass der Einlaufstrahl durch das Umgebungsfluid schnell abgebremst wird, seine Transportkapazität verliert und die von ihm transportierten Flocken freigegeben werden.

Zerfällt der Strahl unterhalb des Schlammspiegels, werden Mikroflocken durch den Flockenfilter zurückgehalten und gelangen nicht in den Ablauf. Bei über

dem Schlamm Spiegel angeordneten Einlauföffnungen kommt es daher oft zu erhöhter Ablauftrübung und somit zu Feinflockenabtrieb.

Aber auch eine zu tiefe Einleitung in das Schlamm Bett kann bei hohen Schlammvolumenbeschickungen und hohen Eintrittsgeschwindigkeiten nachteilig sein. Dann wird der bereits eingedickte Schlamm aufgrund des strömungsmechanischen Phänomens der Strahleinmischung aufgewirbelt und zurück in den Zulaufvolumenstrom eingemischt. Dadurch steigt die beckeninterne Belastung und folglich der Schlamm Spiegel an.

JANZEN (2010) zeigt in seinen Untersuchungen den deutlichen Zusammenhang zwischen Einlauftiefe und interner Beckenbelastung auf (siehe Abbildung 1). Die dort aufgezeigten Kurven der internen Rückströmungen bezogen auf den Ablauf, aufgetragen über die Oberflächenbeschickung, zeigen deutlich, dass sich der Anteil der internen Rückströmung mit abnehmender Einlaufhöhe über Beckensohle deutlich reduziert. Weiterhin zeigt er auf, dass mit einer geringeren internen Beckenbelastung auch geringere Feststoffkonzentrationen im Ablauf verbunden sind.

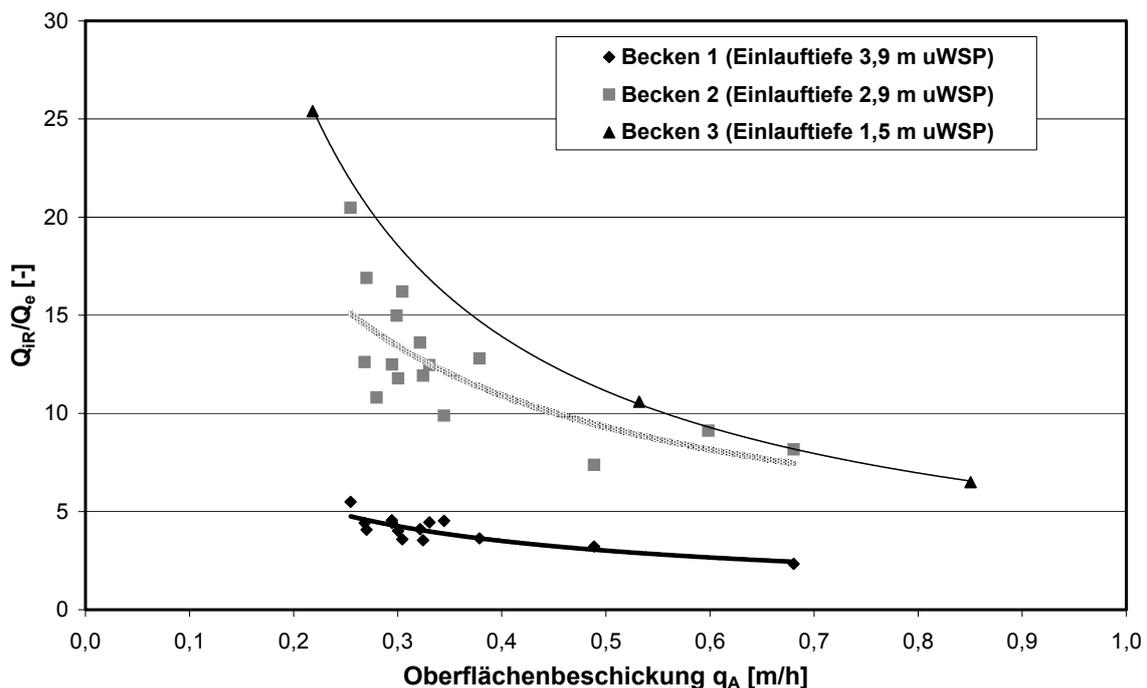


Abbildung 1: Vergleich der ermittelten Anteile für die interne Rückströmung in drei Nachklärbecken mit unterschiedlicher Einlauftiefe (JANZEN, 2010)

In der Fachwelt hat sich die Vorstellung, dass eine tiefere Einleitung als im A 131 derzeit empfohlen (höhenmäßig entsprechend der Dichte des Schlammes in die Trennzone bzw. in die Dichtestrom- und Speicherzone) zu besseren Ergebnissen führt, immer weiter durchgesetzt (KREBS, 1991, BORN, FRECHEN, 2000, ARMBRUSTER, 2004, SCHUMACHER 2006, JANZEN, 2010 etc.).

Die Empfehlung von KAYSER (2001), in den oberen Bereich der Eindick- und Räumzone einzuleiten, hat sich inzwischen auch vielfach in der Praxis bewährt. Dabei sollte die Unterkante des Einlaufes, je nach Größe des Beckens, mindestens einen Abstand von 1,00 bis 1,50 m zur Trichterkannte haben. Die Eintrittsgeschwindigkeit in das Becken sollte 10 cm/s nicht überschreiten, um eine Strahlwirkung zu vermeiden und die Strömungsgeschwindigkeit im Becken in einem für die Sedimentation günstigen Bereich zu halten.

Nach SCHUMACHER (2006) ist die günstigste Einlaufgestaltung die, die zu dem geringsten Eintrag an Gesamtenergie führt. Die optimale Höhenlage des Einlaufes liegt im Bereich des Schlammspiegels. Dabei weist SCHUMACHER darauf hin, dass die Oberkante des Einlaufschlitzes bei maximalem Regenwetterzufluss mit der Höhenlage des Schlammspiegels übereinstimmen sollte. Allerdings wird in diesen Ausführungen auch darauf hingewiesen, dass eine konkrete Auslegung derzeit nur auf der Basis von Erfahrungswerten bzw. der Anwendung der mehrdimensionalen Modellierung erfolgen kann.

Für die Höhe des Einlaufquerschnittes empfiehlt KREBS (1991) die Auslegung nach der densimetrischen Froudezahl, aus der sich ein guter Kompromiss zwischen der Minimierung der potentiellen und der kinetischen Energie ergibt. Dabei ist die Minimierung der Energie bei  $Fr = 1$  anzunehmen.

$$F_D = \frac{u}{\sqrt{\frac{\rho_0 - \rho}{\rho} \cdot g \cdot h}} \quad [-]$$

Mit:

u	[m/s]	mittlere Geschwindigkeit im Einlaufquerschnitt berechnet mit $Q+Q_{RS}$
$\rho_0$	[kg/m <sup>3</sup> ]	Dichte belebter Schlamm (temperatur- und TS-abhängig ca. 1.001 kg/m <sup>3</sup> )
$\rho$	[kg/m <sup>3</sup> ]	Dichte Umgebungsfluid
g	[m/s <sup>2</sup> ]	Erdbeschleunigung
h	[m]	Höhe Einlauf ins Nachklärbecken (Öffnungshöhe)

Bei einer optimalen densimetrischen Froudezahl von  $F_D = 1$  wird am wenigsten Umgebungsfluid in den Einlaufstrahl eingemischt und die hydraulische Belastung des Beckens sinkt. In der Bemessung sollte der Wert eher kleiner als 1 sein. In der Praxis ergeben sich daraus Schlitzhöhen zwischen 30 und 60 cm und mittlere Geschwindigkeiten im Einlaufquerschnitt von 5 bis 7 cm/s.

Das Mittelbauwerk bei Rundbecken bzw. die Vorkammern bei Rechteckbecken dienen nicht nur zur Energieumwandlung des aus dem Düker bzw. von der Rinne zufließenden Belebtschlammes. Sie haben weiterhin die Aufgabe, die Entgasung und die Flockenbildung zu fördern. Bei Rundbecken kann die Flockung durch eine mäßige Fließgeschwindigkeit im Zulauf zum Mittelbauwerk und im Mittelbauwerk selbst über eine Zeit von 3 bis 5 Minuten bis zum Eintritt in das Becken unterstützt werden. Länge und Querschnitt der Zuleitung sind dahingehend zu optimieren, dass die Aufenthaltszeit bei Maximalzufluss bei einer Fließgeschwindigkeit von unter 40 cm/s mindestens 2 Minuten beträgt.

Sinnvoll ist in diesem Zusammenhang die Betrachtung des Geschwindigkeitsgradienten  $G$ . Da die Flockungsgeschwindigkeit als direkt proportional zum mittleren Geschwindigkeitsgradienten angesehen werden kann, ist er ein relevantes Maß für die Mischungsintensität. Er sollte jedoch auch nicht zu hoch sein, um andererseits eine nachträgliche Flockenzerstörung zu vermeiden. Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass sich bei Geschwindigkeitsgradienten im Bereich von 40 bis 80  $s^{-1}$  optimale Bedingungen einstellen (BAUMER, 1996 und PARKER et al., 1971). Bei kleineren  $G$ -Werten wird die Flockungsfähigkeit nicht ausgenutzt, bei größeren Werten überwiegt das Abscheren der Flocken.

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \mu}} \quad [1/s]$$

Die in das Einlaufbauwerk eines Nachklärbeckens eingetragene Leistung  $P$  kann wie folgt ermittelt werden:

$$P = 0,5 \cdot \rho_0 \cdot v_E^2 \cdot Q \cdot (1 + RV) \quad [Nm/s]$$

$$v_E = \frac{Q \cdot (1 + RV)}{A_{ZD}} \quad [m/s]$$

mit:

$V$	[ $m^3$ ]	Volumen des Einlaufbauwerkes
$\mu$	[ $kg/(s \cdot m)$ ]	dynamische Viskosität (ca. 0,0013 $kg/(s \cdot m)$ bei 10° C)
$\rho_0$	[ $kg/m^3$ ]	Dichte belebter Schlamm (temperatur- und TS-abhängig ca. 1.001 $kg/m^3$ )
$Q$	[ $m^3/s$ ]	(aktueller) Zufluss (ohne $Q_{RS}$ )
$RV$	[-]	Rücklaufschlammverhältnis ( $Q_{RS}/Q$ )
$A_{ZD}$	[ $m^2$ ]	Querschnittsfläche Zulaufdüker

Der mittlere Schergradient ist also im Wesentlichen vom Volumen des Einlaufbauwerkes ( $V$ ) und von der Eintrittsgeschwindigkeit des Schlammes in das Einlaufbauwerk ( $v_E$ ) abhängig. Diese wiederum ist vom Querschnitt des Zulaufrohres und vom Zufluss abhängig.

Die Optimierung des Schergradienten für Trocken- und Regenwetterzufluss erfolgt also über das Volumen des Einlaufbauwerkes und den Zuflussquerschnitt. Ergibt sich durch den Querschnitt des Zulaufrohres ein ungünstiger  $G$ -Wert, so kann dieser über dessen Aufweitung im Einlaufbauwerk verbessert werden.

Nachfolgend sind ein Einlaufbauwerk eines runden Nachklärbeckens, das die im DWA-Arbeitsbericht (DWA, 2013) skizzierten Anforderungen erfüllt, sowie ein Berechnungsbeispiel aufgeführt.

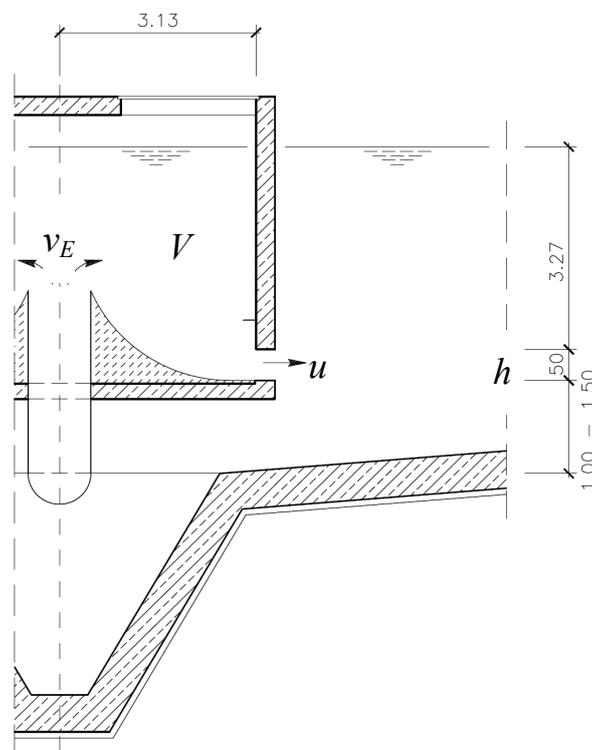


Abbildung 2: Einlaufbauwerk eines runden Nachklärbeckens

### Beispieldaten für die Auslegung des Einlaufbauwerks:

$$Q_M = 0,37 \text{ m}^3/\text{s}; RV = 0,75$$

Zulaufdüker DN 800

$$V_E = \frac{Q \cdot (1 + RV)}{A_{ZD}} = \frac{0,37 \cdot (1 + 0,75)}{\frac{0,8^2 \cdot \pi}{4}} = 1,29 \text{ m/s}$$

$$P = 0,5 \cdot 1001 \cdot 1,29^2 \cdot 0,37 \cdot (1 + 0,75) = 539 \text{ Nm/s}$$

$$G = \sqrt{\frac{539}{116 \cdot 0,0013}} = 60 \text{ 1/s}$$

$$F_D = \frac{0,06}{\sqrt{\frac{1001 - 1000}{1000} \cdot 9,81 \cdot 0,5}} = 0,86$$

Zusammenfassend werden im genannten Arbeitsbericht (DWA, 2013) folgende Empfehlungen für die Gestaltung des Einlaufbauwerkes gegeben:

1. Die mittlere Geschwindigkeit im Eintrittsquerschnitt aus dem Einlaufbauwerk in das Nachklärbecken sollte bei 5 bis 7 cm/s bzw. liegen bzw. die densimetrische Froude-Zahl sollte im Eintrittsquerschnitt etwa 1 betragen. In der Praxis ergeben sich daraus Schlitzhöhen zwischen 30 und 60 cm.
2. Die untere Kote der Eintrittsöffnungen sollte in der rechnerischen Eindick- und Räumzone bei Mischwasserzufluss liegen. Je nach Beckengröße hat sich ein vertikaler Abstand von 1,0 bis 1,5 m vom Trichterrand bewährt. Da ein zu tief angeordneter Einlauf dazu führen kann, dass der Schlamm Spiegel erheblich ansteigt, sollte die Unterkante der Einlauföffnung(en) jedoch mindestens 1 m über dem Trichterrand liegen. Dies ist auch aus betrieblichen und konstruktiven Erwägungen (Möglichkeit des Einstieges in den Schlammtrichter, Unterfahrung des Einlaufbauwerkes mit dem Räumschild) sinnvoll.
3. Für tiefer angeordnete Einläufe kann durch eine numerische Strömungssimulationen nachgewiesen werden, dass nicht schon eine

geringe Verschlechterung der Absetzeigenschaften zu einem Versagen des Beckens führt.

4. Zur Unterstützung der Flockung sollte die Aufenthaltszeit im Einlaufbauwerk mindestens 1 Minute betragen oder der mittlere Schergradient (G-Wert) zwischen 40 und 80 s<sup>-1</sup> liegen.
5. Die Einleitung in das Nachklärbecken soll über die gesamte verfügbare Breite bzw. über den verfügbaren Umfang und in horizontaler Richtung erfolgen.

## 4 Literatur

- Armbruster, M. (2004): Untersuchungen der möglichen Leistungssteigerung von Nachklärbecken mit Hilfe numerischer Simulation, Verlag hydrograv GmbH, Dresden 2004 (Diss. Univ. Karlsruhe)
- ATV/DVWK (2000): Arbeitsblatt A 131 "Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen", Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin
- Born, W., Frechen, F.-B. (2000): Einlaufhöhe bei horizontal durchströmten Nachklärbecken, Abschlussbericht des Forschungsvorhabens 35/99 des GFA-Forschungsfonds, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft – Gesamthochschule Kassel
- DWA (2013): Einlaufbauwerke von Nachklärbecken, Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA 5 "Absetzverfahren", Korrespondenz Abwasser 60, Nr. 4, S. 290-298
- Janzen, M. (2010): Messung und Modellierung der internen Rückströmung von horizontal durchströmten, runden Nachklärbecken, Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, Band 145.
- Kayser, R. (2001): Kommentar zum ATV/DVWK-Regelwerk Bemessung von Belebungs- und SBR-Anlagen", Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin
- Krebs, P. (1991): Modellierung und Verbesserung der Strömungen in rechteckigen Nachklärbecken, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt, Nr. 157, Bern
- Parker, D.S., Kaufman, W.J., Jenkins, D. (1971): Physikal conditioning of activated sludge flocculation., Journal WPCF Vol. 43, S. 1817 –1833
- Schumacher, S. (2006): Leistungsbestimmende Prozesse im Nachklärbecken – Einflussgrößen, Modellbildung und Optimierung. Dissertation am Institut für Strömungsmechanik und elektronisches Rechnen im Bauwesen, Universität Hannover, unveröffentlicht

**Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Winfried Born

Ingenieurbüro Oppermann GmbH  
Adalbert-Stifter-Straße 19, D 34128 Kassel

Tel.:+49 561 82907-82

Mail: [winfried.born@oppermann-ingenieure.de](mailto:winfried.born@oppermann-ingenieure.de)

## Optimierung der Einlaufhöhe von Nachklärbecken im Hinblick auf die in- ternen Strömungsvorgänge und der da- raus resultierenden Ablaufqualität

Michael Janzen, Steffen Keller

Dr. Pecher AG, Berliner Wasserbetriebe

**Abstract:** Die Einlaufgestaltung hat bei Nachklärbecken einen wesentlichen Einfluss auf die internen Strömungsprozesse sowie die dadurch beeinflusste Ablaufqualität. Zu diesem Thema wurde im Jahr 2013 seitens des „DWA-Fachausschusses KA-5 Absetzverfahren“ ein Arbeitsbericht veröffentlicht. Neben Hinweisen zu den physikalischen Grundlagen sowie der Gestaltung und Dimensionierung von Einlaufbauwerken werden Beispiele aus der Praxis vorgestellt.

Die betrachteten Beispielanlagen befinden sich auf den Kläranlagen Rheda-Wiedenbrück, Waßmannsdorf und Schönerlinde. Darüber hinaus wurden Ergebnisse von der Kläranlage Miesbach ergänzt. Insbesondere in den Nachklärbecken auf der Kläranlagen Rheda-Wiedenbrück und Miesbach konnten im Rahmen zweier Forschungsprojekte detaillierte Untersuchungen nicht nur im Hinblick auf die Ablaufqualität, sondern auch hinsichtlich der internen Strömungs- und Feststoffverhältnisse durchgeführt werden. Die betrachteten Nachklärbecken auf den Kläranlagen Waßmannsdorf und Schönerlinde der Berliner Wasserbetriebe wurden konkret mit dem Ziel der Verbesserung der Ablaufqualität umgestaltet. Im Zuge des Umbaus erfolgte eine detaillierte messtechnische Begleitung der Maßnahme zum Nachweis der erzielten Verbesserung.

Grundsätzlich konnte bei tieferen Einläufen eine deutliche Verbesserung der Ablaufqualität festgestellt werden. Diese zeigt sich nicht nur an den abfiltrierbaren Stoffen (AFS), sondern auch anhand der Strömungs- und Feststoffverhältnisse. Hieraus wurde eine Beschreibung der internen Rückströmung im Bereich oberhalb und innerhalb des Schlammspiegels hergeleitet. Diese Beschreibung berücksichtigt die konstruktiven Randbedingungen hinsichtlich Einlaufhöhe und Querschnittsöffnung.

**Key Words:** Nachklärbecken, Einlaufgestaltung, Strömungsvorgänge, Ablaufqualität

# 1 Einleitung

Nachklärbecken stellen in der Belebungsstufe einen wesentlichen Verfahrensschritt dar. Sie sind neben der physikalischen Abtrennung des belebten Schlammes vom gereinigten Abwasser auch für Speicher- und Eindickprozesse verantwortlich. Bedingt durch die Weiterentwicklung der Messtechnik und die dadurch erlangten Erkenntnisse spielen hydrodynamische Vorgänge in der Betrachtung von Nachklärbecken eine immer größere Rolle. Dabei beschrieb bereits Anderson (1945) den Einfluss der Dichteeffekte auf die Walzenbildung innerhalb eines Nachklärbeckens. In verschiedenen Untersuchungen seit den 1990er Jahren erfolgte eine detaillierte Betrachtung dieses Phänomens. Es zeigt sich, dass die Lage der Einlaufhöhe eines Nachklärbeckens einen entscheidenden Einfluss auf die Intensität der durch den Dichteeffekt induzierten internen Rückströmung hat.

Der DWA-Fachausschuss KA-5 hat sich dieses Themas angenommen und im Jahr 2013 einen Arbeitsbericht mit dem Titel „Einlaufbauwerke von Nachklärbecken“ veröffentlicht. Dieser Arbeitsbericht erläutert die physikalischen Grundlagen der Strömungsprozesse in Nachklärbecken und gibt Hinweise zur Dimensionierung und Gestaltung von Einlaufbauwerken. Anhand von Beispielen aus der Praxis werden die Auswirkungen einer optimierten Einlaufgestaltung veranschaulicht.

Im Folgenden werden die Praxisbeispiele aus dem Arbeitsbericht dargestellt und insbesondere im Hinblick auf die interne Rückströmung innerhalb und oberhalb des Schlammspiegels vertieft. An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass die Grafiken und Textpassagen zum Teil dem Arbeitsbericht direkt entnommen werden. Diese Übernahmen wurden nicht separat gekennzeichnet bzw. mit Zitaten versehen.

## 2 Darstellung der Untersuchungsbasis

### 2.1 Nachklärbecken der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück

Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurden zwei neue, konstruktiv identische, horizontal durchströmte, runde Nachklärbecken (Durchmesser 35,20 m) mit unterschiedlichen Einlaufbauwerken auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück errichtet. Die Einlaufbauwerke unterscheiden sich lediglich hinsichtlich der Einlauftiefe und des Einlaufquerschnittes.

Die wesentlichen konstruktiven Kenndaten der Einlaufbauwerke können Abbildung 1 entnommen werden.

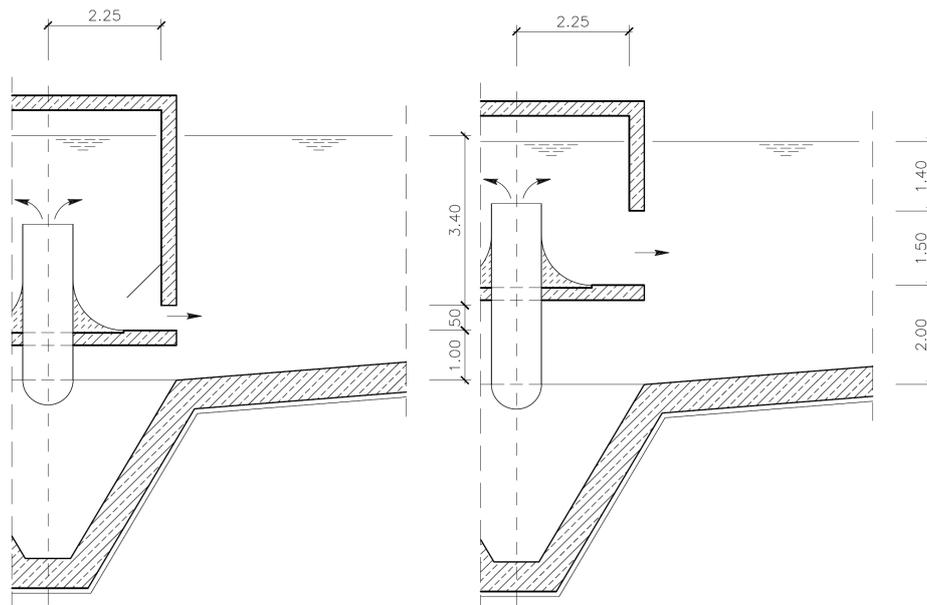


Abbildung 1: Prinzipskizze im Bereich der Einlaufbauwerke der beiden Nachklärbecken der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück (links NKB 1, rechts NKB 2)

Beide Nachklärbecken sind mit getauchten Ablaufrohren ausgerüstet. Das NKB 2 mit dem höher angeordneten Einlauf hat darüber hinaus Leitlamellen im Einlaufquerschnitt.

## 2.2 Nachklärbecken des Klärwerks Waßmannsdorf

Die Nachklärbecken der Kläranlage Waßmannsdorf der Berliner Wasserbetriebe (BWB) wurden umgerüstet, um durch eine Reduzierung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) auf Werte unter 10 mg/l den Überwachungswert für  $P_{ges}$  von 0,5 mg/l einhalten zu können. Als erfolgreichste Maßnahme stellte sich das Einleiten des belebten Schlammes unterhalb des Schlammspiegels heraus. Dazu wurde das Einlaufbauwerk nach unten in Richtung Beckensohle verlängert. Abbildung 2 zeigt das umgebaute Becken. Die Höhenlagen und andere Maße sind Abbildung 3 zu entnehmen.



Abbildung 2: Nachklärbecken KW Waßmannsdorf nach Umbau

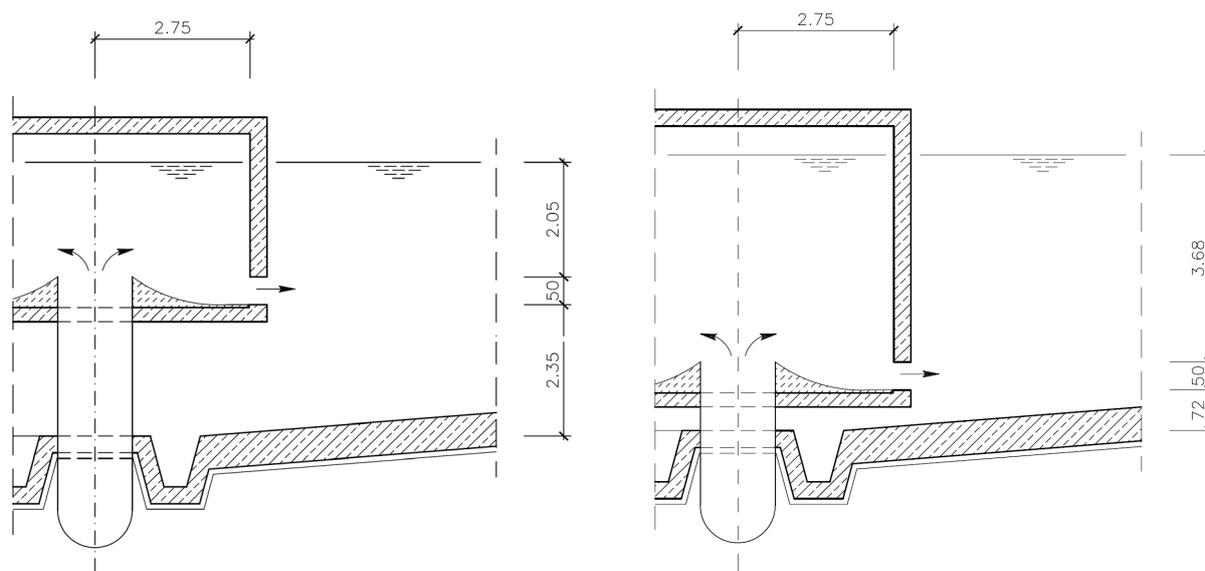


Abbildung 3: Prinzipskizze des Einlaufbauwerks der Kläranlage Waßmannsdorf (links: vor dem Umbau; rechts: nach dem Umbau)

### 2.3 Nachklärbecken des Klärwerks Schönerlinde

Die Linie 7 wurde auf dem Klärwerk Schönerlinde (BWB) als Neubau in 2 Halblinien mit je einem Nachklärbecken im Jahr 2005 in Betrieb genommen. Im Ablauf des Klärwerkes ist ein Überwachungswert  $P_{ges.}$  von 1 mg/l einzuhalten.

Im Zuge des Neubaus der Nachklärbecken entschlossen sich die Berliner Wasserbetriebe die Einlaufbauwerke mit höhenvariablen Austrittsöffnungen zu errichten. Die Einlauftiefen können in drei Stufen um je 0,50 m verändert werden, allerdings nicht während des Betriebes. Zur ersten Inbetriebnahme wurde die Linie 7.1 mit einer Einlauftiefe von 3,59 m (max. Wsp. – UK Einlauf) und die Linie 7.2 mit einer Einlauftiefe von 4,09 m (max. Wsp. – UK Einlauf) ausgeführt (Abbildung 4). Seit der Inbetriebnahme wurden diese Einstellungen nicht verändert.

Die beiden Rundbecken der Linie 7 haben einen Durchmesser von 40 m, eine Randtiefe von 4,21 m und wurden für einen maximalen Zulauf von 1.034 m<sup>3</sup>/h ausgelegt.

Im Klärwerk Schönerlinde erfolgte nach Inbetriebnahme der beiden neuen Nachklärbecken eine zeitparallele Langzeitbetrachtung. Ziel war es, eine optimale Höhenlage des Einlaufbauwerks zu ermitteln.



Abbildung 4: Nachklärbecken des Klärwerks Schönerlinde (links: Linie 7.1; rechts: Linie 7.2)

## 2.4 Nachklärbecken des Klärwerks Miesbach

Das in die Ausführungen einbezogene Nachklärbecken der KA Miesbach ist in Abbildung 5 im Radialschnitt dargestellt. Die Beschickung erfolgt über das zentral angeordnete Mittelbauwerk und der Abzug des Klarwassers über eine vorgezogene Ablaufrinne mit Tauchwand. Die Räumung des abgesetzten Schlammes wird durch einen Schildräumer mit einer Innenhöhe von 70 cm und einer Außenhöhe von 30 cm realisiert. Die Unterkante des Einlaufes befindet sich 3,4 m oberhalb der Beckensohle, sodass die Einleitung nach DWA (2000) in die Trenn- und Rückströmzone erfolgt. Die Querschnittsöffnung beträgt 0,75 m und ist mit Leitlamellen ausgerüstet.

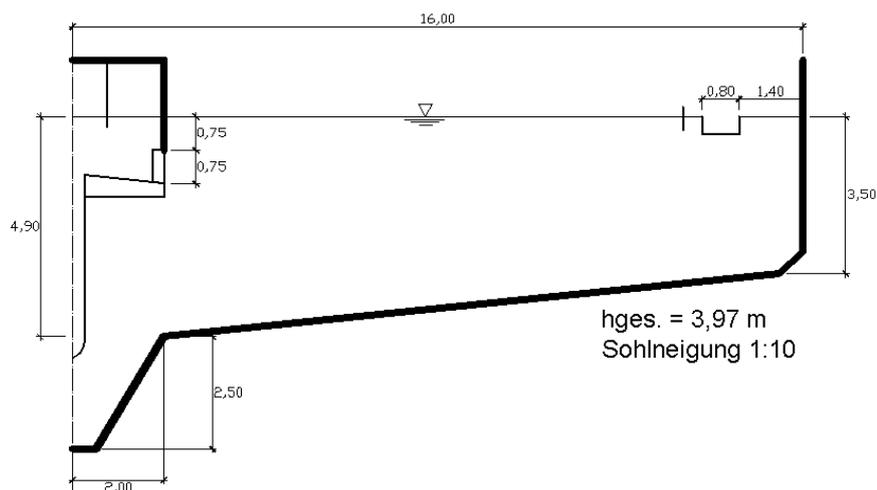


Abbildung 5: Radialschnitt des untersuchten NKB auf dem Klärwerk Miesbach (Janzen (2010))

## 2.5 Kenndaten der betrachteten Nachklärbecken

In der folgenden Tabelle werden die wesentlichen Kenndaten der betrachteten Nachklärbecken zusammengefasst.

Tabelle 1: Kenndaten der betrachteten Nachklärbecken

	Becken- durchmesser (D)	Fläche Ein- laufquerschnitt ( $A_{EQ}$ )	Höhe Einlauf über Sohle ( $\Delta h_{EB}$ )	Tiefe gem. DWA (2000) ( $h_{ges.}$ )
	m	m <sup>2</sup>	m	m
<b>Rheda NKB 1</b>	35,20	7,07	1,00	4,23
<b>Rheda NKB 2</b>	35,20	21,21	2,00	4,23
<b>Miesbach</b>	32,00	9,42	3,40	3,97
<b>Waßmannsdorf</b>	40,00	8,64	0,72	4,03
<b>Schönerlinde 7.1</b>	40,00	9,42	1,09	4,37
<b>Schönerlinde 7.2</b>	40,00	9,42	0,69	4,40

Grundsätzlich zeigt sich, dass sich die hier betrachteten Nachklärbecken in einer vergleichbaren Größe bewegen.

## 3 Einfluss der Einlauftiefe auf das Strömungsprofil

In den folgenden beiden Abbildungen werden zwei Profildarstellungen mit repräsentativen Ergebnissen von Geschwindigkeits- und Feststoffkonzentrationsmessungen an den beiden Nachklärbecken auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück aufgezeigt.

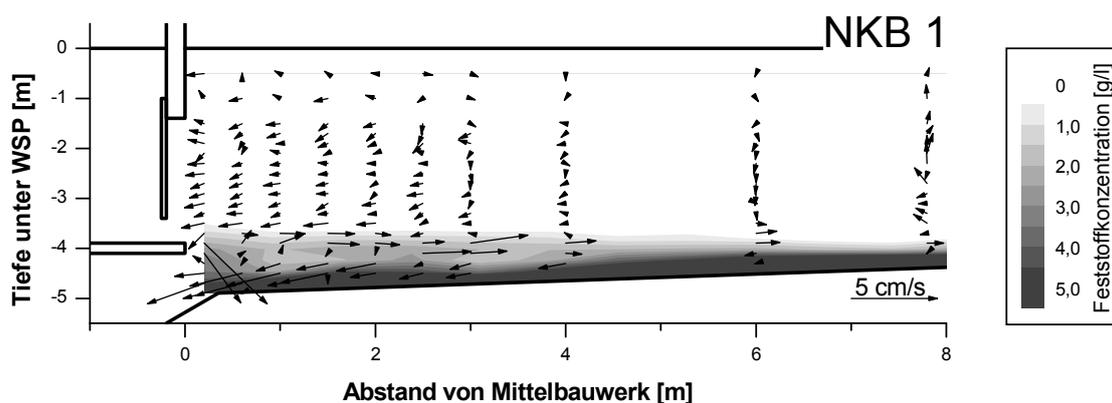


Abbildung 6: Strömungs- und Feststoffprofil des NKB 1 auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück für eine repräsentative Trockenwetterbelastung

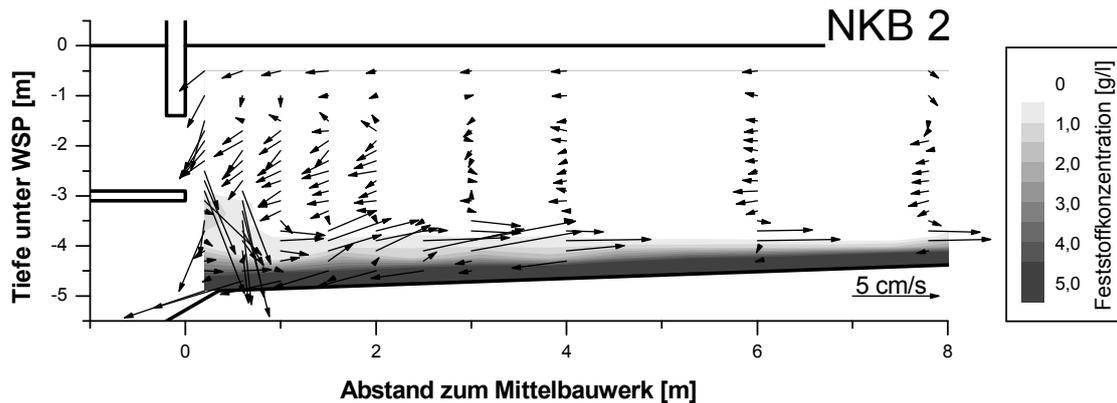


Abbildung 7: Strömungs- und Feststoffprofil des NKB 2 auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück für eine repräsentative Trockenwetterbelastung

Im Vergleich zeigt die Abbildung 6 für das NKB 1 eine deutlich stabilere Dichteschichtung in Einlaufnähe sowie kleinere Fließgeschwindigkeiten. Die Strömungsgeschwindigkeiten im NKB 2 sind wesentlich höher, da bedingt durch die hohe Lage des Einlaufes ein sogenannter „Dichtewasserfall“ entsteht, durch den die Strömung beschleunigt wird. Dadurch ist der Einlaufstrahl im Zulaufbereich wesentlich stärker ausgeprägt.

Die folgenden Darstellungen der Strömungsprofile der NKB 1 und 2 werden in Form einer Konturgrafik visualisiert, die die Absolutwerte der Strömungsgeschwindigkeiten aus der Überlagerung der drei Richtungskomponenten aufzeigt.

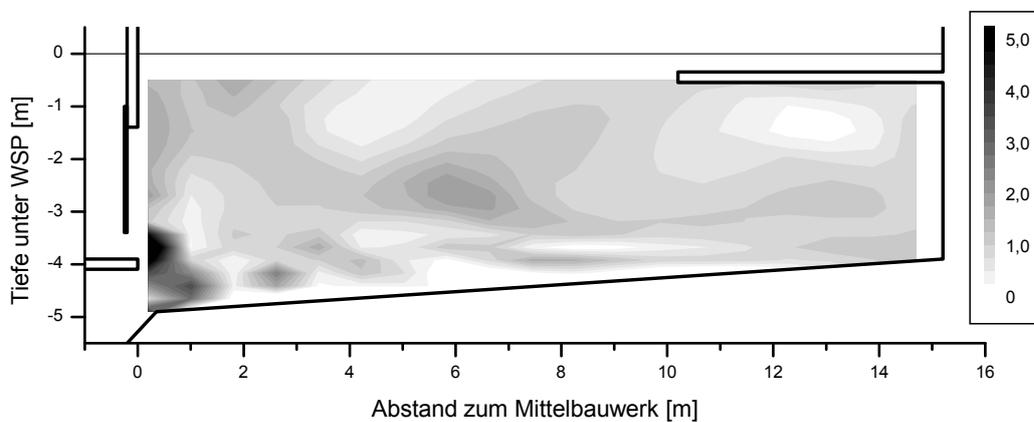


Abbildung 8: Absolutwerte der Strömungsgeschwindigkeiten aller drei Strömungskomponenten in cm/s für die NKB 1 auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück

Die Ausprägung der horizontal gerichteten Dichteströmung, im Weiteren als Jet bezeichnet, ist beim NKB 1 sehr gering, sodass diese bedingt durch die Messmethodik nicht komplett erfasst werden konnte.

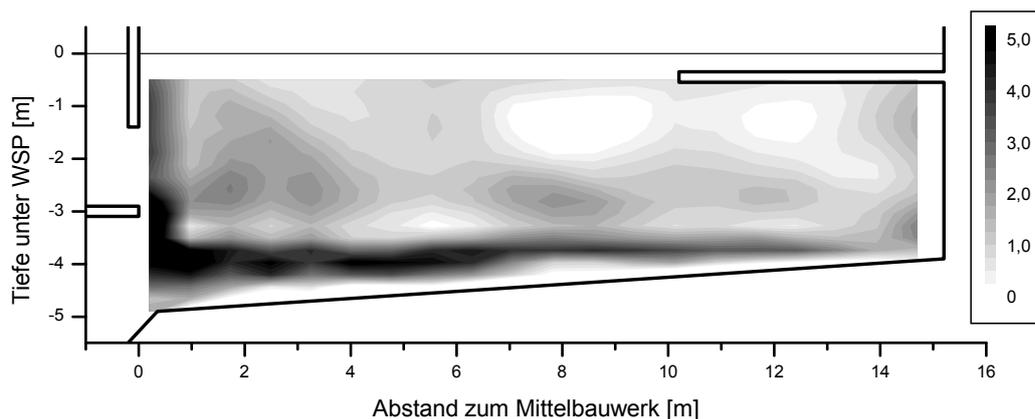


Abbildung 9: Absolutwerte der Strömungsgeschwindigkeiten aller drei Strömungskomponenten in cm/s für die NKB 2 auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück

Im Vergleich zum NKB 1 fällt beim NKB 2 gemäß Abbildung 9 eine deutlich stärkere Ausprägung des Jets auf, sodass im Ergebnis festgehalten werden kann, dass bei einer größeren Einlaufhöhe deutlich größere Wassermengen im Jet transportiert werden müssen. Dieses führt zu den im Folgenden vorgenommenen Betrachtungen im Hinblick auf die interne Rückströmung.

#### 4 Ermittlung der internen Rückströmung in der Klarwasserzone

Die Strömungsprozesse in Nachklärbecken unterscheiden sich wesentlich von denen vieler anderer Sedimentationsbecken. Ursächlich hierfür ist der Einfluss ausgeprägter Dichteeffekte. Bereits 1945 beschrieb Anderson (1945) den Einfluss der Dichteeffekte auf die Walzenbildung im Nachklärbecken. Die Dichteeffekte entstehen insbesondere im Einlaufbereich, in dem der zugeführte belebte Schlamm mit einer definierten Dichte auf einen Bereich mit einer hiervon abweichenden Dichte trifft. Erzeugt wird ein allgemein als Dichteströmung bezeichneter Effekt. Die Dichteströmung kann je nach Dichtegradient als sinkende oder aufsteigende Strömung vorliegen. Anschließend richtet sich die Dichteströmung horizontal aus und durchströmt das Nachklärbecken in Richtung Beckenrand. Der transportierte Volumenstrom kann dabei um ein Vielfaches die Zuflussmenge übersteigen.

Wesentlich für die Ausbildung des Jets ist das Zusammenspiel von potentieller und kinetischer Energie. Die potentielle Energie entsteht aus der Höhenlage des Einlaufes bei einer abfallenden Strömung und muss der kinetischen Energie bedingt durch den Zulaufimpuls zugerechnet werden. Bei einer aufsteigenden Dichteströmung liegt hingegen ausschließlich die kinetische Energie vor. Im

Verlauf des Fließweges verliert der Jet an Intensität, sodass er lediglich in ungünstigen Fällen bis zum Beckenrand durchschlägt. Den entscheidenden Einfluss hat hierbei der Dichtegradient zwischen dem Jet und dem darüber befindlichen feststoffarmen Wasser. Aus Kontinuitätsgründen entsteht eine interne Rückströmung oberhalb der Dichteströmung in Richtung Einlauf, sodass sich eine großräumige Walzenströmung über das gesamte Nachklärbecken ausbildet. Die interne Rückströmung führt zu einer Verdünnung sowie Verstärkung des Einlaufstrahles und hat somit einen wesentlichen Einfluss auf das entstehende Strömungsbild.

Die Dichteströmung und ihre Beeinflussung der internen Strömungsprozesse wurden in verschiedenen Arbeiten untersucht. Zu nennen sind hier beispielsweise Krebs (1991), Deininger (1997), Freimann (1999), Armbruster (2004), Hollenstein (2005) und Schumacher (2006).

Im Abbildung 10 wird der auf den Ablaufstrom  $Q_{AN}$  bezogene Anteil der internen Rückströmung  $Q_{iR}$  in der Klarwasserzone in Abhängigkeit von der Flächenbeschickung für die beiden untersuchten Nachklärbecken der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück (NKB 1 und 2) aufgezeigt. Ergänzt wurden darüber hinaus Daten vom Nachklärbecken auf der Kläranlage Miesbach (NKB 3).

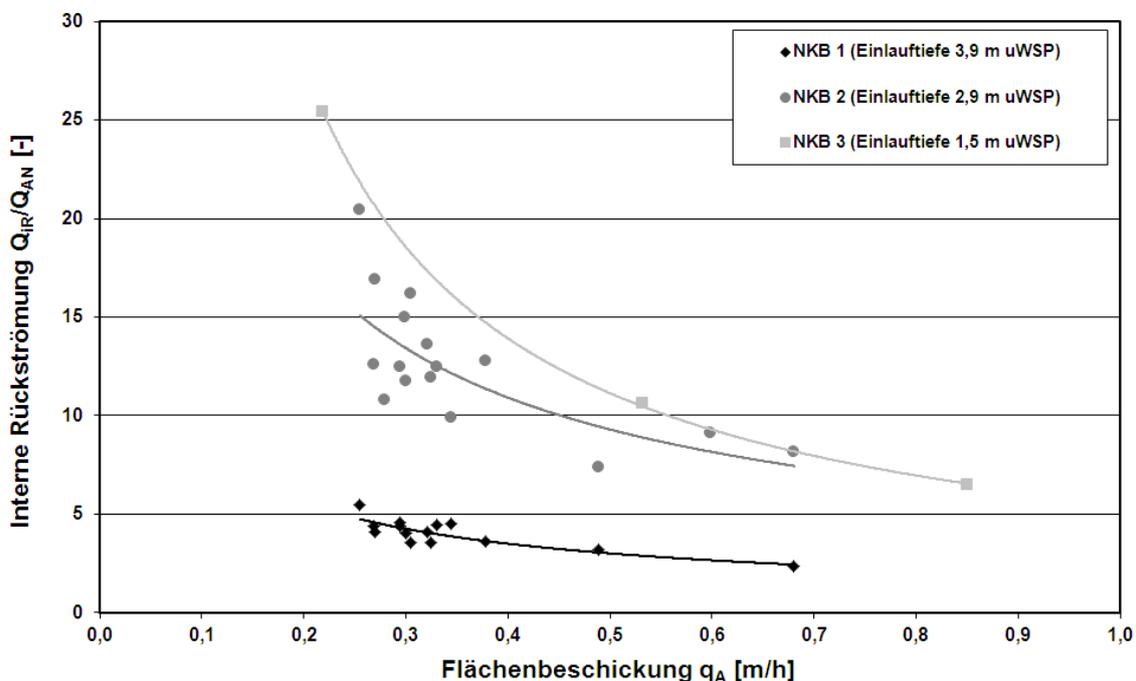


Abbildung 10: Anteil der internen Rückströmung in drei Nachklärbecken mit unterschiedlichen Einlauftiefen in Abhängigkeit der Flächenbeschickung

Anhand der Darstellung wird deutlich, dass der Anteil der internen Rückströmung (als x-faches vom Ablaufstrom) mit abnehmender Flächenbeschickung und zunehmenden Abstand der Unterkante des Einlaufes zur Beckensohle grö-

ber wird. Grundsätzlich führt eine hohe interne Rückströmung durch erhöhte kinetische Energie zu einer Ablaufverschlechterung. Dieser Zusammenhang bestätigt sich bei der Betrachtung von der Ablaufqualität im Kapitel 5.

Bezieht man in diese Betrachtung nun als zusätzliche beeinflussende Parameter die Höhendifferenz zwischen der Unterkante des Einlauf und der Beckensohle ( $\Delta h_{EB}$ ) sowie die Fläche des Einlaufquerschnittes ( $A_{EQ}$ ) mit ein, so lässt sich der empirische Parameter  $x_{iR}$  entsprechend der folgenden Gleichung definieren:

$$x_{iR} = \frac{Q_{iR} / Q_{AN}}{\Delta h_{EB} \cdot \sqrt{A_{EQ}}} \left[ \frac{1}{m^2} \right]$$

mit:	$x_{iR}$	[1/m <sup>2</sup> ]	empirischer Parameter
	$Q_{iR}$	[m <sup>3</sup> /h]	Volumenstrom der internen Rückströmung
	$Q_{AN}$	[m <sup>3</sup> /h]	Volumenstrom im NKB-Ablauf
	$\Delta h_{EB}$	[m]	Differenzhöhe zwischen Unterkante Einlauf und Beckensohle
	$A_{EQ}$	[m <sup>2</sup> ]	Fläche des Einlaufquerschnittes

Die Einbeziehung der Parameter  $\Delta h_{EB}$  und  $A_{EQ}$  beruht auf folgenden Annahmen:

- $\Delta h_{EB}$  kann als Fallhöhe des Einlaufstrahles bezeichnet werden. Sie beinhaltet die verfügbare potentielle Energie, die für die Beschleunigung in kinetische Energie umgewandelt wird. Die Dichtedifferenz zwischen den Medien erzeugt durch die Schwerkraft eine Beschleunigung des Einlaufstrahles. Dieser Effekt spielt für die Ausprägung der internen Rückströmung eine wesentliche Rolle. Im Vergleich dazu hat sich gezeigt, dass die Einbeziehung der Differenzhöhe zum Schlamm Spiegel keine guten Ergebnisse liefert. Dies geht nicht konform mit den Ergebnissen von Armbruster (2004), der den Schlamm Spiegel als Bezugspunkt verwendet.
- Die Querschnittsfläche des Einlaufes ( $A_{EQ}$ ) hat dahingehend einen Einfluss, als dass bei zu großen Öffnungsflächen eine Rückströmung in den Einlaufbereich möglich ist. Diesem Parameter wird jedoch ein geringerer Einfluss zugeschrieben. Die Größenordnung des Parameters ist nach unten zu begrenzen, da bei zu geringen Querschnittsflächen eine Beschleunigung des Einlaufstrahles auftritt. Ein Ansatz zur Ermittlung einer sinnvollen Höhe der Querschnittsöffnung weist Krebs (1991) nach. Hiernach sollte die densimetrische Froudezahl ( $F_D$ ) in die Betrachtungen einbezogen werden. Dieser Ansatz wurde im Arbeitsbericht DWA (2013) übernommen.

Wie erläutert, stellt die Oberflächenbeschickung des Nachklärbeckens die Bezugsgröße im Hinblick auf die Ausprägung der internen Rückströmung dar. Eine

Betrachtung des Zusammenhanges zwischen dem empirischen Parameter  $x_{iR}$  und der Flächenbeschickung führt zu einem Zusammenhang basierend auf einem Potenzterm (siehe Abbildung 11), der sich wie folgt darstellen lässt:

$$x_{iR} = f_{iR} \cdot q_A^{-p_{iR}} \left[ \frac{1}{m^2} \right]$$

mit:  $x_{iR}$  [1/m<sup>2</sup>] empirischer Parameter  
 $f_{iR}$  [h/m<sup>3</sup>] Einflussfaktor der internen Rückströmung  
 $q_A$  [m/h] aktuelle Flächenbeschickung  
 $p_{iR}$  [-] Exponent der internen Rückströmung

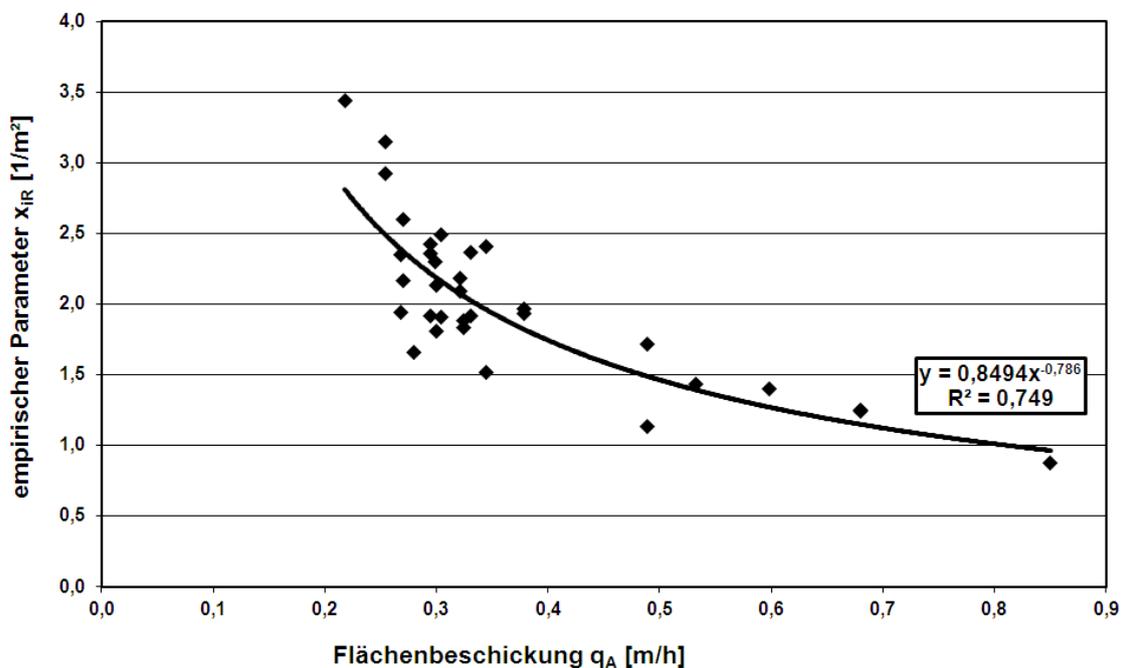


Abbildung 11: Darstellung des empirischen Parameters  $x_{iR}$  bezogen auf die Flächenbeschickung  $q_A$

Für die Abbildung 11 wurden die in Abbildung 10 aufgezeigten Ergebnisse entsprechend umgerechnet und in Abhängigkeit von der Flächenbeschickung dargestellt. Die Regressionskurve basiert auf einem Potenzterm und führt zu einem sehr guten Zusammenhang der Messwerte, der in Abbildung 11 dargestellt wird.

Entsprechend der in Abbildung 11 aufgeführten Formel ergibt sich die folgende Beschreibung zwischen dem empirischen Parameter  $x_{iR}$  und der Flächenbeschickung:

$$x_{iR} = 0,8494 \cdot q_A^{-0,7857}$$

Die Ermittlung der internen Rückströmung kann anhand einer Kombination der vorherigen Gleichungen erfolgen:

$$Q_{iR} = f_{iR} \cdot q_A^{-p_{iR}} \cdot Q_e \cdot (\Delta h_{EB} \cdot \sqrt{A_{EQ}})$$

Unter Einbeziehung der Ergebnisse aus Abbildung 11 lässt sich für weitere Betrachtungen der internen Rückströmung somit folgender empirischer Zusammenhang festhalten:

$$Q_{iR} = 0,8494 \cdot q_A^{-0,7857} \cdot Q_e \cdot (\Delta h_{EB} \cdot \sqrt{A_{EQ}})$$

Für die vorhergehenden Erläuterungen bleibt festzuhalten, dass hier ausschließlich eine Betrachtung der internen Rückströmung innerhalb und oberhalb des Schlammspiegels erfolgt. Interne Rückströmungsprozesse innerhalb der Schlammsschicht werden nicht berücksichtigt. Für genauere Informationen zu dieser Form der internen Belastung eines Nachklärbeckens wird auf Armbruster (2004) verwiesen.

## 5 Vergleich der Ablaufqualität

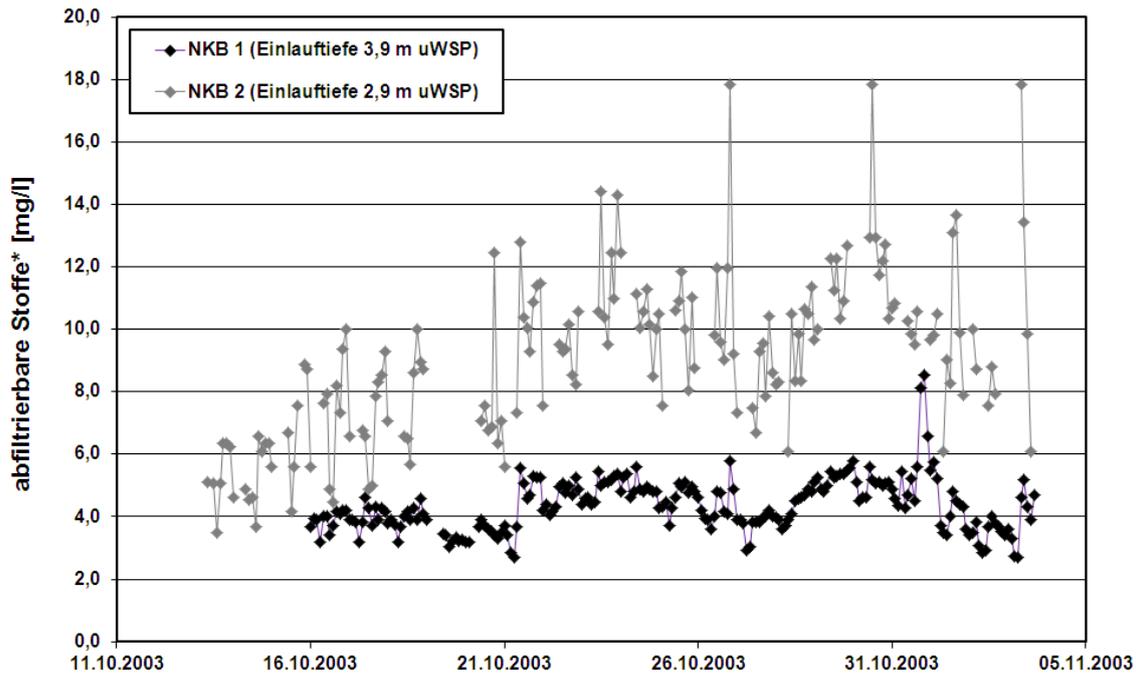
### 5.1 Beurteilung der Ablaufqualität

Für die meisten Kläranlagen ist der Parameter AFS zwar nicht in der wasserrechtlichen Erlaubnis festgeschrieben, stattdessen sind aber unmittelbar von den AFS abhängige Werte wie z. B. CSB und  $P_{ges.}$  dort festgelegt. Einige Kläranlagen müssen für diese Parameter auch deutlich geringere Überwachungswerte, als in den Mindestanforderungen der Abwasserverordnung formuliert, einhalten. Eine unzureichende Abtrennung der Feststoffe im Nachklärbecken bedeutet eine Erhöhung der partikulären Anteile von CSB,  $BSB_5$ ,  $N_{ges.}$  und  $P_{ges.}$ . So kann 1 mg/l an abfiltrierbaren Stoffen aus dem Nachklärbecken den CSB um bis 1,4 mg/l und  $P_{ges.}$  bis 0,04 mg/l erhöhen (DWA, 2000).

Dies führt dazu, dass zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit eines Nachklärbeckens im Hinblick auf die Abtrennung des belebten Schlammes der Parameter AFS gut geeignet ist. Aus diesem Grunde werden die folgenden Betrachtungen zur Ablaufqualität auf diesen Parameter beschränkt.

### 5.2 Kläranlage Rheda-Wiedenbrück

Auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück wurden über einen viermonatigen Zeitraum Messungen der Ablaufqualität durchgeführt. Die ermittelten Feststoffkonzentrationen eines repräsentativen Zeitraumes können der folgenden Abbildung 12 entnommen werden.



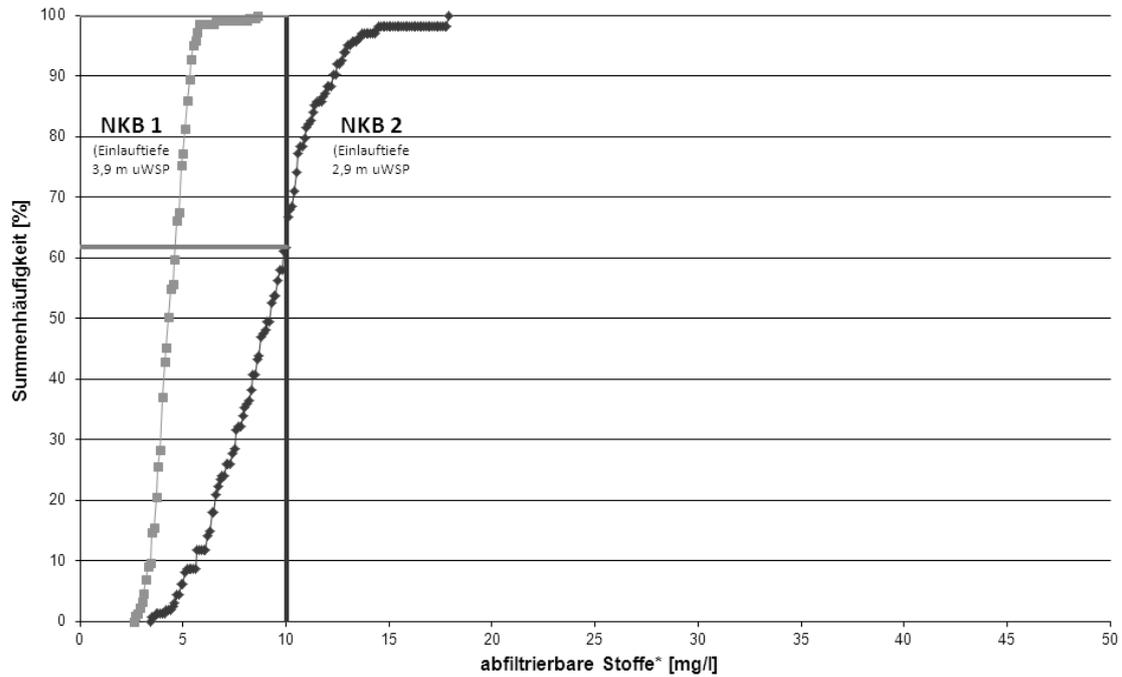
\* Trübung gemessen und mittels Kalibrierkurve in AFS umgerechnet. Werte als 15-Minuten-Mittelwerte aufgezeichnet und in 2-Stunden-Mittelwerte umgerechnet

Abbildung 12: Ganglinie der abfiltrierbaren Stoffe\* im Ablauf der beiden Nachklärbecken auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück

Das NKB 1 weist deutlich niedrigere und stabilere Feststoffkonzentrationen im Ablauf auf als das NKB 2. Im Mittel konnte für den dargestellten Zeitraum beim NKB 1 eine Feststoffkonzentration von  $4,4 \text{ g/m}^3$  und beim NKB 2 eine Konzentration von  $9,1 \text{ g/m}^3$  festgestellt werden. Die Standardabweichungen liegen beim NKB 2 mit  $2,7 \text{ g/m}^3$  deutlich höher als beim NKB 1 mit  $0,8 \text{ g/m}^3$ , sodass aufgrund der geringeren Streuung beim NKB 1 von einem deutlich stabileren Ablaufverhalten ausgegangen werden kann.

Gemäß Arbeitsbericht (DWA, 2013) ist mit einem gut gestalteten Becken und mit ausreichend kompaktem belebtem Schlamm eine mittlere Konzentration von AFS kleiner als  $10 \text{ mg/l}$  im Klarwasserablauf technisch erreichbar.

In der Abbildung 13 werden die Summenhäufigkeitsverteilungen der beiden betrachteten Nachklärbecken aufgeführt. Daraus lässt sich ableiten, dass beide Nachklärbecken im Mittel einen AFS-Wert von  $10 \text{ mg/l}$  unterschreiten. Allerdings zeigt sich, dass bei dem tieferen Einlauf die  $10 \text{ mg/l}$  im 2h-Mittelwert auch nicht überschritten werden, wohingegen beim NKB 2 im betrachteten Zeitraum Werte bis zu  $18 \text{ mg/l}$  erreicht und die  $10 \text{ mg/l}$  nur in rd. 63 % aller Messungen unterschritten wurden.



\* Trübung gemessen und mittels Kalibrierkurve in AFS umgerechnet. Werte als 15-Minuten-Mittelwerte aufgezeichnet und in 2-Stunden-Mittelwerte umgerechnet

Abbildung 13: Summenhäufigkeitsverteilung der abfiltrierbaren Stoffe\* im Ablauf der beiden Nachklärbecken auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück

### 5.3 Klärwerk Waßmannsdorf

In Abbildung 14 sind die Ergebnisse der AFS-Messungen vor und nach der Verlängerung des Eintragszylinders dargestellt. Die Veränderung der Eintragszylinder ist in den 1990er Jahren von einem umfangreichen Messprogramm mit Analysen von 2h-Mischproben begleitet worden. Der Vergleich zeigt den Erfolg der Umbaumaßnahme anhand einer deutlichen Stabilisierung und Reduktion der AFS-Werte im Ablauf.

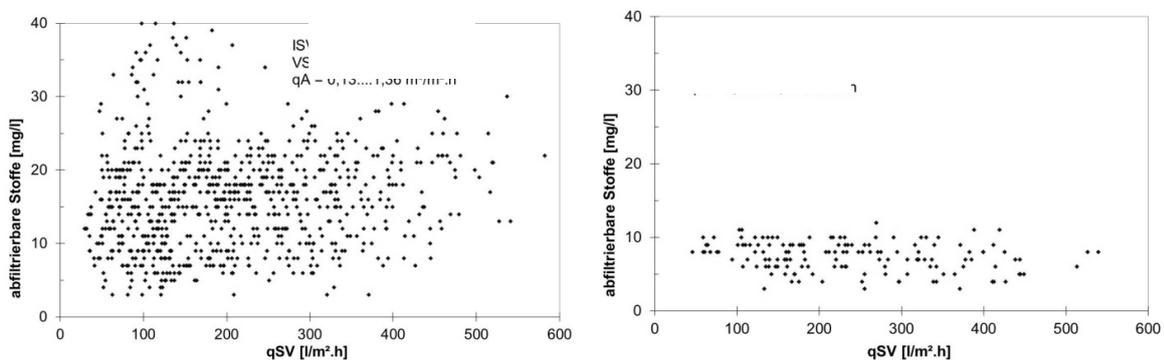


Abbildung 14: Ganglinien der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf des Nachklärbeckens (Linie 8) auf dem Klärwerk Waßmannsdorf (links: vor dem Umbau; rechts: nach dem Umbau)

In der Abbildung 15 werden die Summenhäufigkeitsverteilungen des betrachteten Nachklärbeckens der Linie 8 auf dem Klärwerk Waßmannsdorf für die ermittelten AFS-Werte vor und nach dem Umbau aufgezeigt.

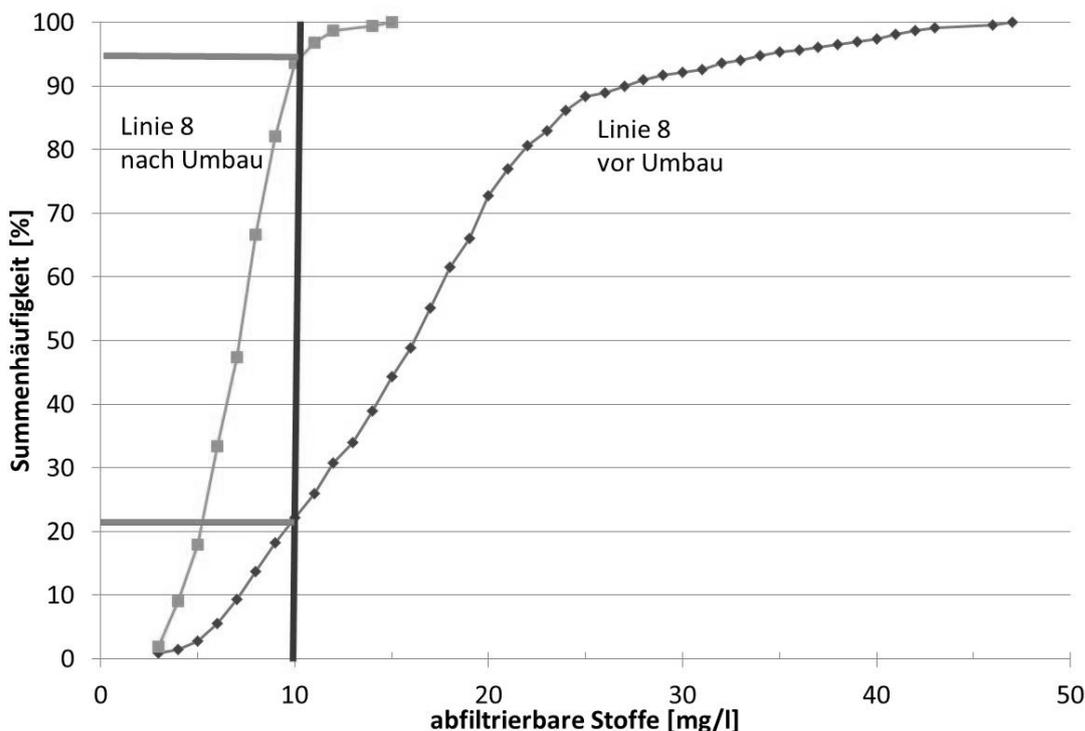


Abbildung 15: Summenhäufigkeitsverteilung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf des Nachklärbeckens (Linie 8) auf dem Klärwerk Waßmannsdorf

Deutlich wird, dass die Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf des Nachklärbeckens sanken und die 10 mg/l in über 95 % aller Messungen – gegenüber 23 % vor dem Umbau - unterschritten wurden. Der 50 %-Wert betrug vor dem Umbau ca. 17 mg/l und lag nach dem Umbau bei ca. 7 mg/l.

#### 5.4 Klärwerk Schönerlinde

In Abbildung 16 ist die unterschiedliche Abtrennwirkung der beiden Nachklärbecken 7.1 und 7.2 anhand von 24 h-Mischproben im Ablauf dargestellt. Wie auch im KW Waßmannsdorf lagen im Nachklärbecken mit tieferem Einlauf niedrigere Konzentrationen an abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf vor.

Deutlich wird, dass auch beim Klärwerk Schönerlinde eine Konzentration von 10 mg/l an abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf des Nachklärbeckens mit tieferem Einlauf in über 90 % aller Messungen – gegenüber 64 % bei höherem Einlauf - unterschritten wurde. Der 50 %-Wert betrug beim Becken 7.1 ca. 8 mg/l und lag beim Becken 7.2 bei ca. 4 mg/l.

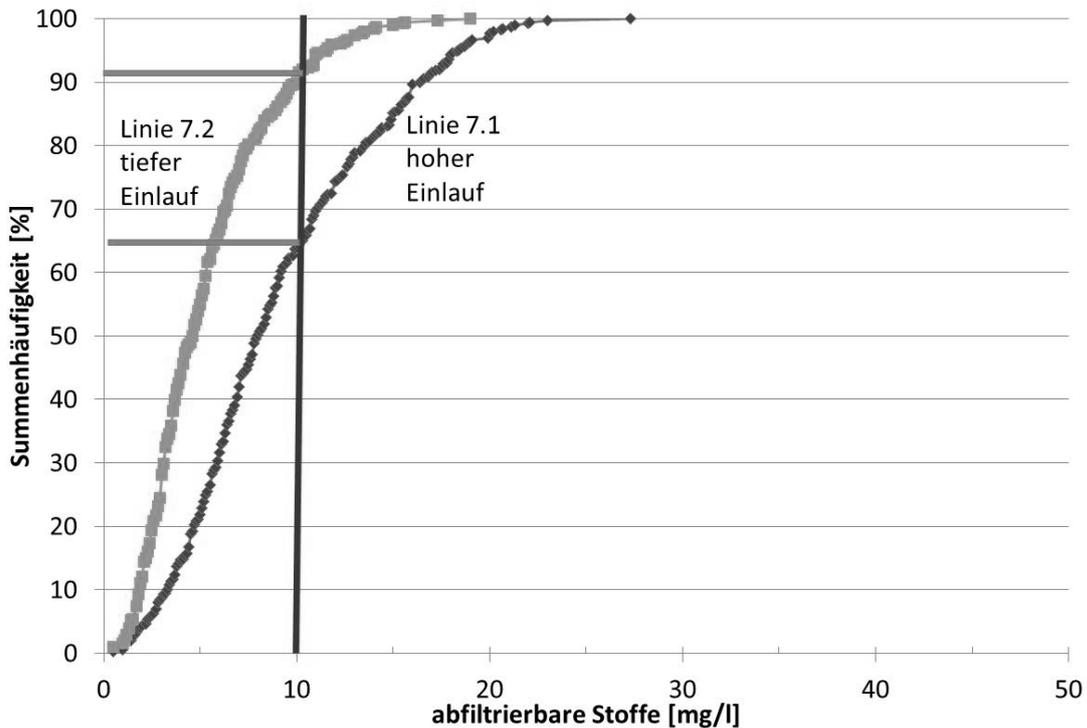


Abbildung 16: Summenhäufigkeitsverteilung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Nachklärbecken auf dem Klärwerk Schönerlinde

## 6 Zusammenfassung

Der DWA-Fachausschuss KA-5 hat sich in einem aktuellen Arbeitsbericht mit dem Thema „Einlaufbauwerk von Nachklärbecken“ befasst (DWA, 2013). Ziel des Arbeitsberichtes ist es, das Verständnis für die Vorgänge in Nachklärbecken zu vertiefen und das Potenzial zur Verbesserung der Feststoffabtrennung (Verringerung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf, Erhöhung der Rücklaufschlammkonzentration) insbesondere vor dem Hintergrund möglicher weitergehender Anforderungen besser auszuschöpfen.

Im Rahmen dieser Ausführungen wurden die im Arbeitsbericht vorgestellten Beispiele aus der Praxis aufgeführt und die erzielten Ergebnisse genauer betrachtet.

Es konnte gezeigt werden, dass die innerhalb des Nachklärbeckens ermittelten Strömungen bei tieferen Einläufen grundsätzlich geringer und die Feststoffverhältnisse günstiger sind. Dieses ist auf die im Arbeitsbericht (DWA, 2013) genauer ausgeführte Potentialströmung zurückzuführen. In diesem Zusammenhang ist jedoch festzuhalten, dass eine zu tiefe Einleitung wiederum nachteiligen Einfluss auf die Leistungsfähigkeit eines Nachklärbeckens hat. Aus diesem Grunde enthält der Arbeitsbericht konkrete Hinweise zur Wahl der Einlauftiefe.

Auf Basis durchgeführter Strömungsmessungen konnte eine Beschreibung der internen Rückströmung im Bereich oberhalb und innerhalb des Schlammspiegels hergeleitet werden. Die gewählte Formulierung veranschaulicht den Einfluss der Einlaufhöhe sowie der Querschnittsöffnung.

Insbesondere die Betrachtung der Ablaufqualität auf Basis des Parameters AFS verdeutlicht das Potential bei der optimierten Gestaltung eines Einlaufbauwerkes. Die dargestellten Ergebnisse ergaben, dass die abfiltrierbaren Stoffe im Mittel sicher unter 10 mg/l gehalten werden können. Hier bestehen große Optimierungspotentiale insbesondere auch für relevante Überwachungswerte wie beispielsweise Gesamtphosphor ( $P_{ges.}$ ).

Im Fazit ist festzuhalten, dass eine optimierte Gestaltung der Einlaufbauwerke von Nachklärbecken grundsätzlich anzustreben ist und diesem Aspekt mehr Beachtung als bisher geschenkt werden muss. Anlagenbetreiber sollten sich vor Augen führen, dass bereits mit geringem Aufwand auch bestehende Becken umgebaut werden können und den erzielbaren Effekten im Hinblick auf die Einhaltung und Unterschreitung der Überwachungswerte eine entscheidende Rolle zuzuschreiben ist.

## 7 Literatur

- Anderson, N. E. (1945). Design of final settling tanks for activated sludge. *Sewage Works Journal*, 17 (1), S. 50-65.
- Armbruster, M. (2004). Untersuchungen der möglichen Leistungssteigerung von Nachklärbecken mit Hilfe numerischer Simulation, Verlag hydrograv GmbH, Dresden 2004 (Diss. Univ. Karlsruhe).
- Deininger, A. (1997): Geschwindigkeits- und Feststoffverteilung in radial durchströmten Nachklärbecken, *Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft*, Technische Universität München, 131.
- DWA (2000). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“. ISBN 3-933707-41-2, GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V, Hennef, Mai 2000.
- DWA (2013). Einlaufbauwerke von Nachklärbecken. *Arbeitsbericht des DWA-FA KA-5, Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 2013 (60), Nr. 4, S. 290 - 298.
- Freimann, R. (1999): Strömungsstrukturen in horizontal durchströmten Nachklärbecken. *Mitteilungen aus Hydraulik und Gewässerkunde*, TU München, 65.
- Hollenstein, R. (2005): Optimaler Betrieb von Nachklärbecken unter besonderer Berücksichtigung der Schlammräumung. *Dissertation*, Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie.

- Hunze, M., Freimann, R., Janzen, M., Schumacher, S. (2005): Strömungs- und Feststoffverhältnisse in Nachklärbecken (1). wwt – wasserwirtschaft wassertechnik, (9), S. 17-20.
- Hunze, M., Freimann, R., Janzen, M., Schumacher, S. (2005): Strömungs- und Feststoffverhältnisse in Nachklärbecken (2). wwt – wasserwirtschaft wassertechnik, (10), S. 24-27.
- Janzen, M. (2010). Messung und Modellierung der internen Rückströmung von horizontal durchströmten, runden Nachklärbecken. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, Band 145.
- Krebs, P. (1991): Modellierung und Verbesserung der Strömung in Nachklärbecken. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriften Umwelt, 157.
- Schumacher, S. (2006): Leistungsbestimmende Prozesse im Nachklärbecken – Einflussgrößen, Modellbildung und Optimierung. Dissertation, Institut für Strömungsmechanik und elektronisches Rechnen im Bauwesen der Universität Hannover, 73.

**Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Michael Janzen

Dr. Pecher AG  
Klinkerweg 5  
D-40699 Erkrath

Tel.: +49 (2104) 9396-47

Mail: michael.janzen@pecher.de

# Praxiserfahrungen mit dem Bypassverfahren

Norbert Günther, Markus Ahnert, Volker Kühn

Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden

**Abstract:** Das Bypassverfahren stellt eine Möglichkeit der Mischwasserbehandlung dar, bei der Mischwasser in einer Kläranlage um das Belebungsbecken direkt in den Zulauf der Nachklärbecken geleitet wird. Unter Ausnutzung der hydraulischen Reserven erfolgt eine Teilreinigung des theoretisch zu entlasteten Mischwassers. Damit besteht die Möglichkeit, durch eine Mischwassermehrbehandlung Speichervolumen in Kanalnetz einzusparen. Durch die Quantifizierung der stattfindenden Prozesse wurde eine Vergleichbarkeit mit klassischen Mischwasserbehandlungsmethoden gemäß der aktuellen Bemessungsvorschrift erarbeitet. Weiterhin kann die Bypassführung zur Entlastung der Nachklärung bei schlechten Schlammeigenschaften eingesetzt werden.

**Key Words:** Bypassverfahren, Mischwasserbehandlung, Nachklärbecken

## 1 Einleitung

Zur Minimierung der Gesamtemission aus Mischkanalsystemen im urbanen Siedlungsraum gibt es neben den klassischen Maßnahmen der Mischwasserspeicherung Alternativen, die in der Praxis bisher eine untergeordnete Rolle spielen. Eine Variante stellt das Bypassverfahren dar, welches in seiner ursprünglichen Form bereits in den 1970er Jahren in Österreich entwickelt und an der Kläranlage Wulkaprodersdorf umgesetzt wurde (Svardal et al., 2007).

Das Bypassverfahren führt bei Maximalzufluss einer Kläranlage Mischwasser um das Belebungsbecken direkt in den Zulauf des Nachklärbeckens. Durch die Mischung mit dem Belebtschlamm erfolgen i. Allg. eine weitgehende Einbindung von partikulären Stoffen in die Belebtschlammmatrix und ein Transport von gelösten Stoffen des Bypassstromes mit dem Rücklaufschlamm. In geringem Umfang finden Abbau- und Adsorptionsprozesse statt. Die Bypassführung von Mischwasser wird durch die im Allgemeinen vorhandene

hydraulische Reserve der Nachklärbecken infolge der Bemessung nach ATV-DVWK A 131 (2000) und ggf. vorhandener Reserven hinsichtlich der maßgebenden Schlammvolumenbeschickung ermöglicht. Das Bypasswasser ist in jedem Fall mechanisch vorzubehandeln ist.

Verfahrens- und modelltechnische Grundlagen, Handlungsempfehlungen für den Betrieb, die Bypassbemessung und mögliche Einsatzgebiete, die im Rahmen von zwei Forschungsprojekten und bei der Betriebsbegleitung von sechs großtechnischen Anwendungsfällen erarbeitet wurden, werden im Weiteren zusammenfassend dargestellt. Ausführlich ist die Technologie u.a. in Günther et al. (2014a) beschrieben.

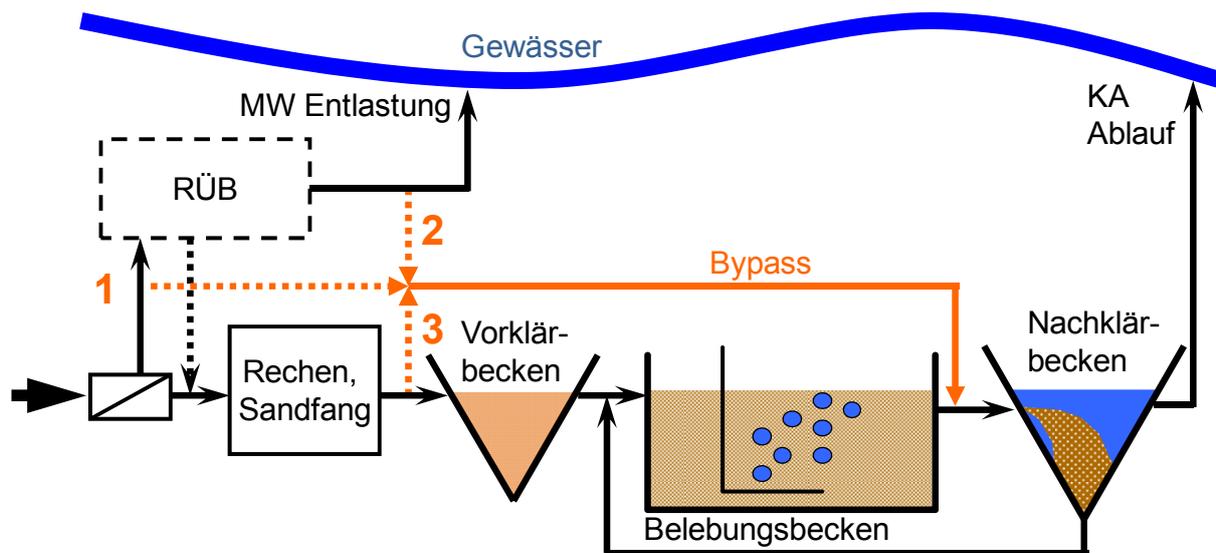
Darauf aufbauend wird ein Ansatz zur Prognose der Eliminationsleistung des Bypassverfahrens vorgestellt. Außerdem wird eine anwendungsbereite Nachweismethode für den Variantenvergleich zwischen klassischer Mischwasserbehandlung und Bypasslösung im Hinblick auf die entlastete Schmutzfracht und das Entlastungsverhalten zur Integration in die aktuelle Bemessungsrichtlinie des ATV-Arbeitsblatt A 128 (1992) vorgeschlagen. Die detaillierte Vorgehensweise dafür zeigt Günther et al. (2014b).

Abschließend erfolgt eine Darstellung ausgewählter großtechnischer Umsetzungen. Die jeweiligen Zielstellungen, Ergebnisse und Umsetzungsdetails werden kurz beschrieben.

## **2 Merkmale des Bypassverfahrens**

### **2.1 Verfahrensbeschreibung**

Der Mischwasserzufluss einer Kläranlage wurde in der Vergangenheit oft auf das zweifache des Tagesspitzenzuflusses zzgl. Fremdwasserzufluss festgelegt. Mit dem Arbeitsblatt ATV-DVWK A 198 (2003) erfolgt die Bemessung in Abhängigkeit der Siedlungsgröße mit dem drei- bis neunfachen des mittleren Schmutzwasserzuflusses zzgl. Fremdwasserzufluss. Darüber hinaus anfallendes Mischwasser wird gespeichert bzw. entlastet gemäß der Nachweisrechnung nach A 128 (1992). Beim Bypassverfahren wird theoretisch zu entlastendes Mischwasser direkt in die Nachklärung geführt. Die biologische Stufe erfährt somit keine hydraulische Mehrbelastung. Ein Leistungsabfall der biologischen Stufe durch zusätzliche Schlammverlagerung aus den Belebungs- in die Nachklärbecken kann dadurch vermieden werden. Gleichzeitig wird einem Anstieg des Schlammбетtes im NKB entgegengewirkt und die Gefahr des Schlammabtriebes in den Vorfluter minimiert (Svardal et al., 2007).



1-3: Varianten der Bypassentnahme

Abbildung 1: Prinzip des Bypassverfahrens und Varianten der Bypassentnahme

zeigt schematisch das Bypassverfahren und die möglichen Entnahmestellen des Bypassvolumenstromes vor der Kläranlage sowie die Einleitung vor dem Nachklärbecken.

## 2.2 Verfahrenscharakterisierung

Das zusätzlich behandelbare Mischwasser, welches einer mechanischen Behandlung zu unterziehen ist, wird in den Zulauf des Nachklärbeckens eingebracht. Es erfolgt eine Teilreinigung infolge der weitgehenden Einbindung von partikulären Stoffen in die Belebtschlammmatrix, einer Adsorption gelöster organischer Inhaltsstoffe und des Transportes von gelösten Stoffen des Bypassstromes mit dem Rücklaufschlamm.

Eine derartige Erhöhung des Rohabwasserzuflusses bewirkt keine hydraulische Mehrbelastung der biologischen Stufe mit der damit verbundenen Gefahr des Schlammabtriebes. Gleichzeitig resultiert kein Leistungsabfall des Belebungsbeckens infolge der ansonsten zusätzlichen Schlammverlagerung in das Nachklärbecken.

Für partikuläre Stoffe des Bypassvolumenstromes (partikulärer CSB, organische Stickstoffverbindungen und partikuläre Phosphorverbindungen) ist von einem weitgehenden Einbau in die Flocken bzw. Matrix des belebten Schlammes,

anschließender Sedimentation und Rückführung über den Rücklaufschlamm ins Belebungsbecken auszugehen. Eine geringfügige Erhöhung des Ablaufes partikulärer Stoffe aus dem Nachklärbecken lässt sich eher mit der erhöhten hydraulischen Belastung begründen als mit einem vermehrten Abtrieb nicht eingebundener Partikel.

Für die gelösten Verbindungen ist wie folgt zu unterscheiden:

- Gelöste organische Verbindungen unterliegen einer z. T. starken Adsorption, die als Sättigungsfunktion z. B. gemäß (Günther et al., 2007) beschreibbar ist. Abbauprozesse erfolgen bei ggf. vorhandenem Sauerstoff bzw. Nitrat. Diese sind aufgrund der vglw. geringen Aufenthaltszeit i. Allg. vernachlässigbar. Eine Rückführung mit dem Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken erfolgt sowohl für die adsorbierten gelösten Verbindungen als auch für nicht adsorbierte Anteile in Abhängigkeit vom Verhältnis zwischen Rücklaufschlammvolumenstrom und Nachklärbeckenzulauf.
- Für gelöste Phosphorverbindungen ergeben sich in Abhängigkeit vom dominierenden Eliminationsprozess (chemisch und/oder biologisch) verschiedene Szenarien, die durch die Verdünnungsprozesse infolge des Mischwassers beeinflusst werden. Infolge der i. Allg. praktizierten überstöchiometrischen Fällung ist eine Bindung gelöster P-Verbindungen wahrscheinlich und keine Erhöhung der Ablaufkonzentration in den Bereich der Überwachungswerte zu erwarten. Bei Vorliegen einer biologischen P-Elimination beeinflussen ggf. intensivierete Zehrungsvorgänge im abgesetzten Schlamm den Rücklöseprozess.
- Gelöste Stickstoffverbindungen (vorrangig Ammonium als stark sauerstoffzehrende Komponente) werden nur in geringem Maße adsorptiv gebunden. Als maßgebend ist die mit dem Rücklaufstrom transportierte Fracht zu kalkulieren. Die Abhängigkeit dieses Anteils vom Bypassvolumenstrom zeigt Abbildung 2. Die Rückführung bei 'negativem' Bypassstrom, die den Anwendungsfall der Verringerung der Nachklärbeckenbelastung bzw. den Bereich der Feststoffentlastung darstellt, bleibt konstant. Bei vergrößertem Bypassvolumenstrom ergibt sich ein verringerter Rückführungsanteil, der gleichbedeutend mit einem verringerten Eliminationsgrad für gelöste Stoffe ist (vgl. Günther et al, 2014a).

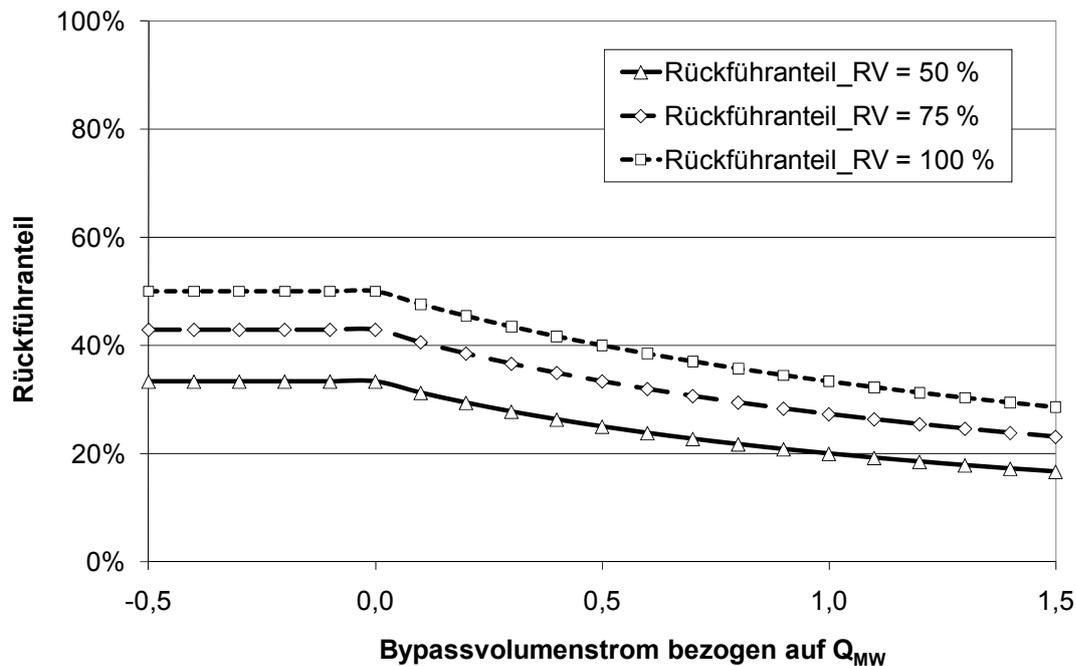


Abbildung 2: Auswirkungen des Bypassvolumenstromes auf den Rückführungsanteil

### 2.3 Bypassbemessung

Basis für die Bemessung des möglichen Bypassvolumenstromes sind die maximalen Belastungswerte der NKB gemäß ATV-DVWK A 131 (2000). Diese sind als Erfahrungswerte in Abhängigkeit der erreichbaren Ablaufkonzentration an abfiltrierbaren Stoffen unabhängig von der jeweiligen Gestaltung der Nachklärbecken mit Ausnahme der Beckentiefe festgelegt (Billmeier, 1978). Derzeit erfolgt die Dimensionierung vorrangig mit den geltenden Auslegungskriterien. Ggf. ergibt sich eine Begrenzung des Einsatzes aus der bisher nicht untersuchten Problematik von Dichteströmungen infolge des Bypasses. Diese ergeben sich z.B. bei Tauwetterereignissen durch eine starke Temperaturabsenkung des Rohwassers im Vergleich zur aktuellen Wassertemperatur des Beckeninhaltes. Das Problem stellt sich nur unter besonderen Randbedingungen ein und kann beim Einsatz des Bypassverfahrens steuerungstechnisch beachtet werden.

Für den Nachweis der zulässigen Bypassmenge sind die jeweiligen Maximalwerte der Oberflächenbeschickung und der Schlammvolumenbeschickung der NKB heranzuziehen. Es ist folgender linearer Zusammenhang in Gleichung 1 zwischen Oberflächenbeschickung und Bypassvolumenstrom zu beachten. Eine Diskussion der sich rechnerisch ändernden Teiltiefe  $h_2$  bei der Nachklärbeckenbemessung ist in Günther et al. (2014a) enthalten:

$$q_{A,BY} = \frac{(Q_{M,BB} + Q_{BY,A})}{A_{NKB}} \leq q_{A,max} \quad [\text{Gl. 1}]$$

Daraus ergibt sich der maximal mögliche Bypassvolumenstrom über die Oberflächenbeschickung zu:

$$Q_{BY,A} = (q_{A,max} * A_{NKB}) - Q_{M,BB} \quad [\text{Gl. 2}]$$

$Q_{M,BB}$  bezeichnet den Volumenstrom zum Belebungsbecken, der unter Normalbedingungen den maßgebenden Mischwasservolumenstrom  $Q_M$  darstellt (vgl. ATV-DVWK A 131, 2000),  $q_{A,max}$  die für das jeweilige NKB maßgebende maximale Oberflächenbeschickung und  $Q_{BY,A}$  den maximalen Bypassvolumenstrom sowie  $q_{A,BY}$  die daraus resultierende Oberflächenbeschickung.

Obwohl die Änderung der dem NKB zugeführten Feststofffracht infolge der Feststoffe im Bypass vernachlässigt werden kann, erhöht sich die Schlammvolumenbeschickung. Die Erhöhung ist aus dem linearen Zusammenhang zwischen Bypassvolumenstrom und Oberflächenbeschickung und der Verdünnung des Schlammvolumens über die sich einstellenden Volumenstromverhältnisse kalkulierbar. Grundsätzlich ergibt sich diese Erhöhung aus der definitionsgemäßen Nichtbeachtung der Rücklaufschlammführung bei der Bestimmung der Schlammvolumenbeschickung. Die zulässige Schlammvolumenbeschickung ist gemäß Gleichung 5 zu prüfen, wobei  $VSV_{akt}$  das aktuelle Vergleichsschlammvolumen,  $q_{SV,BY}$  die resultierende Schlammvolumenbeschickung,  $q_{SV,max}$  die maximale Schlammvolumenbeschickung nach ATV-DVWK A 131 (2000) unter Beachtung der ggf. notwendigen Abminderung bei zu geringer Nachklärbeckentiefe und  $Q_{BY,SV}$  den maximal möglichen Bypassvolumenstrom über die Schlammvolumenbeschickung darstellt:

$$q_{SV,BY} = \frac{(Q_{M,BB} + Q_{BY,SV}) * VSV_{akt}}{A_{NKB}} * \frac{(Q_{M,BB} + Q_{RS})}{(Q_{M,BB} + Q_{RS} + Q_{BY,SV})} \leq q_{SV,max} \quad [\text{Gl. 3}]$$

Daraus ergibt sich der maximal mögliche Bypassvolumenstrom über die Schlammvolumenbeschickung zu:

$$Q_{BY,SV} = \frac{(Q_{M,BB} * VSV_{akt} - A_{NKB} * q_{SV,max}) * (Q_{M,BB} + Q_{RS})}{(A_{NKB} * q_{SV,max} - VSV_{akt} * (Q_{M,BB} + Q_{RS}))} \quad [\text{Gl. 4}]$$

Für eine mathematisch sinnvolle Lösung, die den Bemessungsrahmen der ATV-DVWK A 131 (2000) einhält, sind nachfolgende Bedingungen (Gleichung 5 und 6) einzuhalten:

$$1) \quad Q_{BY,SV} \geq 0 \quad [Gl. 5]$$

$$2) \quad Q_{M,BB} * VSV_{akt} \leq A_{NKB} * q_{SV,max} \leq VSV_{akt} * (Q_{M,BB} + Q_{RS}) \quad [Gl. 6]$$

Zur Einhaltung beider Bedingungen ergibt sich gemäß Gleichung 7 das auftretende Minimum für den Bypassvolumenstrom.

$$Q_{BY} = \text{Min}(Q_{BY,A}, Q_{BY,SV}) \quad [Gl. 7]$$

Theoretisch besteht zusätzlich die Möglichkeit, den Bypassvolumenstrom bei deutlich geringerer Schlammvolumenbeschickung über den Bemessungswert der Oberflächenbeschickung hinaus zu erhöhen, da sich durch die Verdünnung des zugeführten Schlammes eine deutliche Steigerung der Absetzgeschwindigkeit einstellt. Dies wird im Weiteren nicht beachtet.

## 2.4 Handlungsempfehlungen zum Betrieb

Für die Nutzung des Bypasses sind bei der Auslegung im Rahmen von Neu- bzw. Umplanungen einige Besonderheiten zu berücksichtigen. So bewirkt mit den derzeit geltenden Bemessungsvorschriften gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) bspw. die Vergrößerung der Nachklärbeckenoberfläche und gleichzeitige Verringerung der Nachklärbeckentiefe bei gleich bleibendem Volumen eine höhere hydraulische Reserve im Sinne einer vermehrten Bypassführung.

Für die ordnungsgemäße und praktische Anwendung der Bypassführung ergeben sich folgende betriebliche und verfahrenstechnische Aspekte, die beachtet werden müssen:

Die Einhaltung des Bemessungsschlammvolumens ist aufgrund der erhöhten Versagenswahrscheinlichkeit sowohl für den 'normalen' Mischwasserfall, als auch für den Bypassbetrieb obligatorisch. Dementsprechend ist bei einer Überschreitung der zulässigen Schlammvolumenbeschickung der Bypassvolumenstrom abzustellen bzw. der Bypass im Betriebsfall 'Verringerung der Nachklärbeckenbelastung' zu betreiben (Günther et al, 2014a).

Für den störungsfreien Betrieb des Bypasses ist es erforderlich, dass sich keine Grobstoffe in der Leitung ansammeln und eine Entleerung über eine Pumpe mit gelegentlicher Spülung/Reinigung möglich ist.

Eine Volumenstrommessung in der Bypassleitung wird grundsätzlich empfohlen.

Betrieblich ist die Wirkung des Bypasses nur schwer quantifizierbar und wird anhand der Einhaltung der Überwachungswerte identifiziert. Eine detaillierte Bestimmung des tatsächlichen Eliminationsgrades eines Ereignisses ist nur mit Hilfe der dynamischen Simulation mit einem Belebtschlammmodell möglich, welches die Wirkmechanismen als entsprechende Prozessgleichungen enthält.

Für den Betrieb des Bypasses im Grenzlastbereich, bei Dauerbetrieb und bei Starkregenereignissen (erhöhte Belastungsgradienten) ist es erforderlich, zusätzliche Parameter zu kontrollieren. Als sinnvoll wird die Messung des Schlammspiegels im Nachklärbecken und der Trübung im Ablauf empfohlen.

Je nach örtlichen Rahmenbedingungen ist der Bypassbetrieb bei einsetzendem Tauwetter unter besondere Beobachtung zu stellen, da für diesen Fall z. T. sehr kaltes ggf. salzreiches Mischwasser direkt in die Nachklärbecken gegeben wird und sich ggf. eine Temperatur- bzw. Dichteschichtung einstellen kann. Das tauwetterbeeinflusste Mischwasser erfährt normalerweise eine gewisse Erwärmung im Belebungsbecken bzw. die temperaturbezogene Stoßbelastung wird in Abhängigkeit vom Verweilzeitverhalten der Kläranlage z. T. deutlich abgeschwächt.

## **2.5 Einsatzmöglichkeiten der Bypassführung**

Den Hauptanwendungsbereich der Bypassführung stellt die hydraulische Mehrbelastung des NKB im Hinblick auf eine Gewässerentlastung und/oder eine Verringerung von Rückhaltevolumen im Kanalnetz dar. Dabei wird ausgehend von der Bewirtschaftung der hydraulischen Reserve der NKB vermehrt Mischwasser über den Bypass in die NKB geleitet und einer Teilreinigung unterzogen. Die NKB-Beschickung mit dem Bypass führt zu einer Änderung einzelner Parameter zur Nachklärbeckenbewertung. Maßgebend dabei sind die proportionale Erhöhung der Oberflächenbeschickung sowie die abgeflachte Erhöhung der Schlammvolumenbeschickung bei steigendem Bypassvolumenstrom. Die zugeführte Schlammfracht zum NKB wird durch den Bypass nicht bzw. nur unbedeutend verändert. Durch die Verringerung des Schlammvolumens ergibt sich eine deutliche Erhöhung der Absetzgeschwindigkeit. Eine geringfügige Überschreitung der Oberflächenbeschickung oder der Schlammvolumenbeschickung durch den Bypass zieht nicht zwangsläufig ein Versagen der NKB mit einem vermehrten Flockenaustrag oder Schlammabtrieb nach sich. Bei Einhaltung der derzeit geltenden Bemessungsparameter für NKB und einer ordnungsgemäßen

Quantifizierung des möglichen Bypassvolumenstromes kann gezeigt werden, dass eine weitergehende Ausnutzung der NKB-Kapazität möglich wird. So wird bspw. bei Mischwasser durch eine zusätzliche Bypassführung von 50 % von  $Q_M$  die Oberflächenbeschickung und die Absetzgeschwindigkeit auf ca. 150 % erhöht, während die Schlammvolumenbeschickung nur auf 117 % des Ausgangszustandes ohne Bypassführung steigt. Die detaillierte Beschreibung der Bypassauswirkung ist bei Günther et al. (2014a) dargestellt.

Beim Anwendungsbereich der Feststoffentlastung erfährt das NKB durch die verringerte Belebungsbeckenbeschickung und gleichzeitige Bypassführung eine deutliche Abminderung der Schlammvolumenbeschickung bei gleichzeitiger Erhöhung der Absetzgeschwindigkeit. Damit besteht die Möglichkeit, bei ungünstigen Absetzeigenschaften des belebten Schlammes kurzfristig eine Überlastung des Nachklärbeckens bei Mischwasser zu verhindern und gleichzeitig die behördlich festgelegte Mischwassermenge mit etwas geringerer Reinigungsleistung zu behandeln. In jedem Fall ist der Verhinderung eines Schlammabtriebes Priorität einzuräumen, so dass nach behördlicher Rücksprache eine zeitlich begrenzte geringfügige Erhöhung der Ablaufwerte im Gegensatz zu einem massiven Feststoffabtrieb akzeptabel erscheint.

Inwieweit durch die beschriebenen Einsatzmöglichkeiten rechtliche Belange zu beachten sind, ist fallweise zu prüfen.

### **3 Einbindung in die Bemessungspraxis des ATV A128**

#### **3.1 Ergebnisse der großtechnischen Umsetzung**

Mit Hilfe einer intensiven Beprobung der Bypassereignisse durch Stichproben und Onlinemesstechnik auf den Kläranlagen Wünschendorf und Schönfeld, die im Kapitel 4 detailliert beschrieben werden, konnte das bereits aufgebaute Simulationsmodell (vgl. Günther et al. (2007) und Ahnert et al. (2008)) kalibriert und verifiziert werden. Der Modellabgleich erfolgte anhand der identifizierten und durch den Bypass leicht erhöhten Ablaufwerte. Für eine detaillierte Quantifizierung der Stofffrachten erfolgte die Simulation der Mischwasserereignisse mit und ohne Bypassvolumenstrom, um die detaillierte Wirkung hinsichtlich der Fracht- und Konzentrationsverschiebung sowie die Vorgänge Abbau, Adsorption und Rückführung exakt zu beschreiben. Von wesentlichem Interesse ist, welche gesamtheitliche Elimination mit der beschriebenen Verfahrensführung erzielt wird. Deshalb ist eine Bilanzierung des jeweiligen Ereignisses unter Betrachtung der Nachlaufzeit notwendig. Die

Auswirkungen der Wahl des Bilanzrahmens auf die Auswertungsgenauigkeit sowie die detaillierten Ergebnisse sind Günther et al. (2014b) zu entnehmen.

Grundsätzlich ergeben sich trotz der sehr unterschiedlichen Einzugsgebiete und Randbedingungen bzgl. der möglichen Bypassmenge vergleichsweise homogene Eliminationsraten. Die CSB-Elimination aus dem Bypass ergibt sich im Mittel zu 60 % und weist hinsichtlich der unterschiedlichen Ereignisse eine akzeptable Standardabweichung von ca. 10 % auf. Die eliminierbare Stickstofffracht ist maßgeblich von der jeweiligen Rücklaufschlammmenge abhängig und liegt für beide Anlagen im Mittel in einem Bereich von 51 % bis 58 % der TKN-Fracht des Bypasses.

Den Vergleich der erzielten Eliminationsraten mit den vorliegenden Literaturwerten aus anderen Bypassanwendungen und -auswertungen zeigt Tabelle 1. Grundsätzlich ist ein sehr hohes Übereinstimmungspotenzial nachweisbar. Höhere Eliminationsraten gibt Hartwig (2011) an. Die ermittelten Ergebnisse liegen im Bereich der Vergleichswerte und werden somit bestätigt.

Tabelle 1: Vergleich der mittleren Eliminationsraten mit Literaturwerten

Literaturquelle	Gesamtelimination			Elimination aus Bypass		
	CSB	TKN	NH <sub>4</sub> -N	CSB	TKN	NH <sub>4</sub> -N
Schneider (2009)	89 - 98 %		84 - 92 %			
Svardal et al. (2007)	92 %		88 %			
Hartwig (2011)				75 %		60 %
KA Schönfeld	94 %	92 %		59 %	51 %	
KA Wünschendorf	89 %	91 %		62 %	58 %	

### 3.2 Verallgemeinerung der Ergebnisse

Die Elimination der Stofffrachten des Bypasses ist maßgebend abhängig vom Transport mit dem Rücklaufschlammstrom in das Belebungsbecken. Abbau- und Absorptionsprozesse führen zu einer weiteren Schmutzfrachtentnahme. Die Bewertung der erreichten Eliminationsleistungen für CSB und TKN erfolgt anhand der Einzelereignisse der Kläranlage Wünschendorf und ist auf den jeweiligen Rückführungsanteil des Rücklaufschlammes zum Gesamtzulauf des Nachklärbeckens bezogen. Dabei stellen die Ergebnisse jeweils die mittleren Eliminationen und den sich berechnenden Rückführungsanteil über ein

komplettes Bypassereignis, inklusive Nachlauf, dar. Abbildung 3 zeigt die Zusammenhänge der erreichten Eliminationsgrade, die theoretische Mindestelimination infolge der Rückführung ohne Ansatz einer zusätzlichen Elimination sowie die ermittelte Trendfunktion für einen realistischen Bereich des Rückführungsanteils für die Parameter CSB (links) und TKN (rechts). Die ermittelten Trendfunktionen der Eliminationsgrade, die als statistisch signifikante Sättigungsfunktionen mit einem Signifikanzniveau von kleiner 0,05 beschreibbar sind, sind in dem betrachteten Rückführungsbereich ebenfalls mit einem hohen Bestimmtheitsmaß als lineare Funktion darstellbar. Für den CSB ergibt sich aufgrund der Abbau- und Adsorptionsvorgänge eine im Mittel um 33 % höhere Elimination im Vergleich zu der Mindestelimination aus der Rückführung.

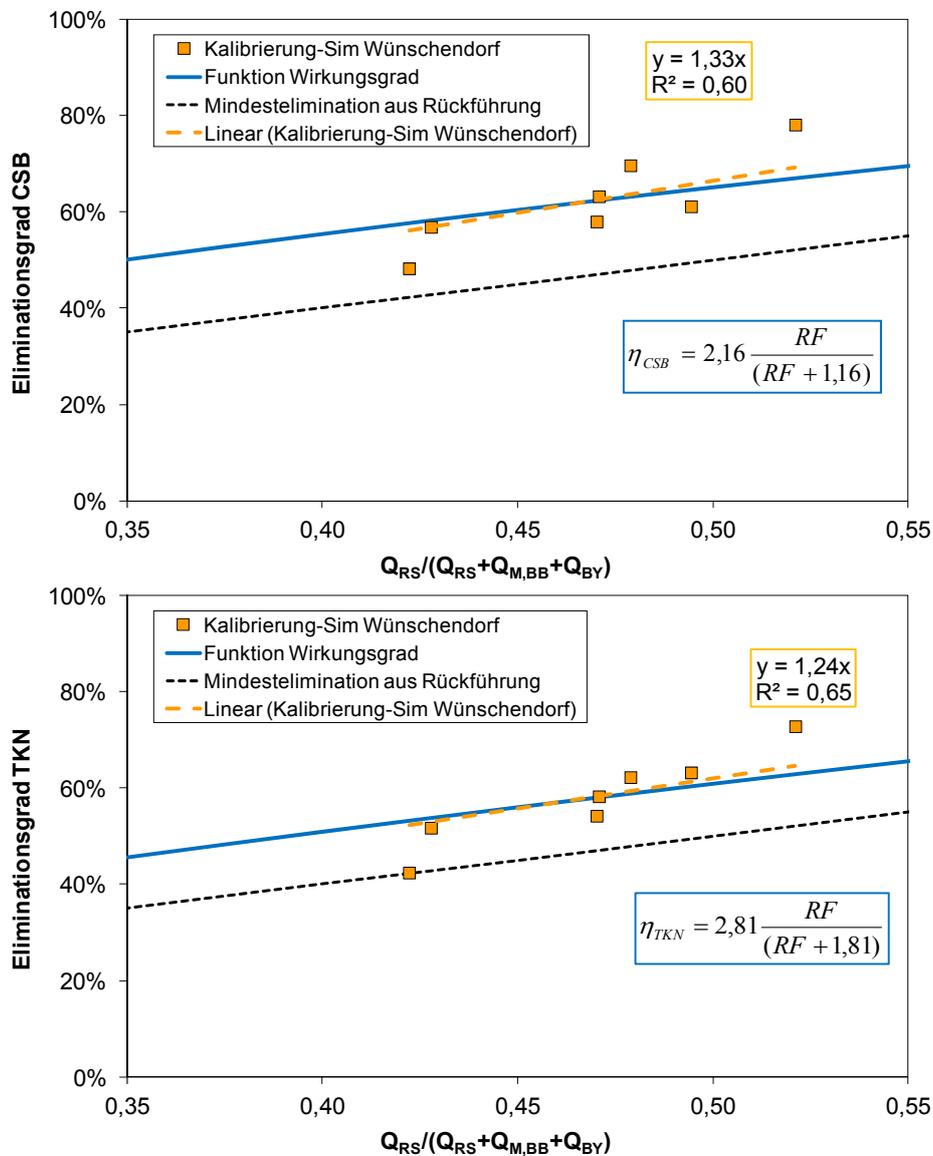


Abbildung 3: Eliminationsgrade für CSB und TKN in Abhängigkeit des Rückführungsanteils

Eine Verallgemeinerung der Ergebnisse ist nur anhand der Mindestelimination über den Rückführungsanteil möglich. Für die Abbau- und Absorptionsprozesse ergibt sich keine Signifikanz des Gesamtzusammenhanges für mehrere Anlagen. Dementsprechend können für eine Anwendung des Bypassverfahrens im Rahmen von Bemessungen des Mischwasserbehandlungssystems die ermittelten Sättigungsfunktionen nicht ohne weiteres herangezogen werden. Die für eine Simulation der kinetischen Zusammenhänge erforderlichen Parameter der Ad- und Absorptionsprozesse einer Anlage sind vglw. aufwendig experimentell bestimmbar. Wenn keine diesbezüglichen Daten vorliegen, wird empfohlen, vereinfacht die Mindestelimination infolge Rückführungsanteil anzusetzen, obwohl sich damit eine deutlich schlechtere rechnerische Eliminationsleistung der Bypassführung ergibt.

### 3.3 Vorgehensweise

Im ATV Arbeitsblatt A 128 (1992) wird aufgrund der Komplexität vorgeschlagen, die Bemessung von Mischwasserspeichern in Kanalnetzen anhand von Langzeitsimulationen durchzuführen, um die in das Gewässer abgegebene Fracht und das notwendige Speichervolumen zu ermitteln. Das Bypassverfahren stellt in diesem Zusammenhang keine Methode zur Mischwasserspeicherung bzw. -behandlung dar und ist nicht ohne weiteres integrierbar. Des Weiteren ist die Maßnahme zur Mischwasserbehandlung nicht im Kanalnetz sondern auf der Kläranlage direkt aktiv. Nachfolgend wird die theoretische Vorgehensweise bei der Einbindung in die Bemessungspraxis beschrieben.

Die Ermittlung des Substitutionsvolumens ist gemäß Abbildung 4 nach der iterativen Ermittlung des erforderlichen Speichervolumens (als Zentralbecken direkt vor der Kläranlage) durchzuführen. Weitere Eingriffe in die Dimensionierung von Speicher- bzw. Entlastungsbauwerken im Netz sind nicht nötig.

Nach Aufnahme und Integration aller relevanten Teileinzugsgebiete sowie der zugehörigen Systemelemente wie Kanäle und Rückhaltebecken in die jeweilige Berechnungssoftware erfolgt eine klassische Bemessung des erforderlichen Speichervolumens mit anschließender Ermittlung der Entlastungsfrachten am direkt vor der Kläranlage liegenden Becken. Durch eine Bypassbemessung ist die maximal mögliche Bypassmenge zu ermitteln. Das aus der Bemessung abgeleitete Beckenvolumen vor der Kläranlage wird um einen abgeschätzten Betrag abgemindert und eine erneute Langzeitsimulation des Einzugsgebietes mit diesem geänderten Beckenvolumen durchgeführt. In Abhängigkeit des maximal möglichen Bypassvolumenstromes wird das am RÜB abgeschlagene

Mischwasser als Grundlage für die Langzeit-Kläranlagensimulation mit Nachklärbeckenbypass genutzt. Überschlägig kann die ereignisspezifische Eliminationsrate anhand des Rückführungsverhältnisses berechnet werden, wobei die Anwendung einer Kläranlagensimulation die Detailliertheit der gewonnenen Ergebnisse erhöht. Durch die Aufsummierung der Entlastungsfrachten der Einzelereignisse und den Vergleich der entlasteten Gesamtfrachten aus Kanalnetz und Kläranlage wird nun quantifiziert, ob die bemessungsrelevanten Größen (flächenspezifische Entlastungsfracht) eingehalten werden. Falls nicht, wird durch erneute Anpassung des Beckenvolumens resp. des Bypassvolumenstromes und erneute Berechnung mittels Langzeitsimulation das beschriebene Vorgehen erneut durchgeführt.

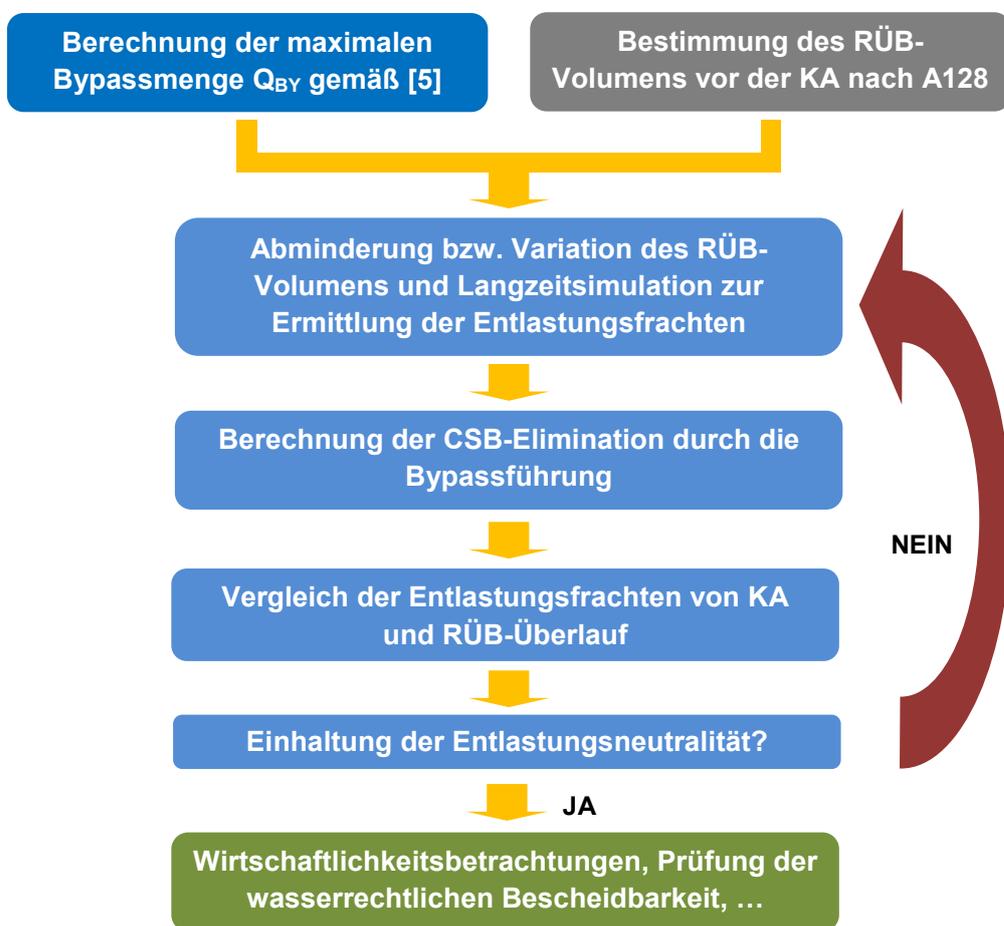


Abbildung 4: Vorgehensweise bei der Bypasseinordnung in die A128-Bemessung

Mit dem resultierenden Bypassvolumenstrom und dem dadurch eingesparten Beckenvolumen sind nun Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen möglich, die letztlich die finale Variantenkonfiguration betriebswirtschaftlich untersetzen.

## 4 Praxisbeispiele für die Bypassumsetzung

### 4.1 Allgemeines

Die nachfolgenden Praxisbeispiele dienen zur Verdeutlichung der zuvor beschriebenen Einsatzbandbreite des Bypassverfahrens. Zur groben Orientierung sind in Tabelle 2 die jeweils spezifischen Einsatzgebiete dargestellt. Eine detaillierte Beschreibung ist den nachfolgenden Kapiteln zu entnehmen.

Tabelle 2: Zusammenfassung der spezifischen Einsatzgebiete der Praxisbeispiele

Klieranlage	Einsatzgebiet
KA Schönfeld	Standortbeschränkungen für einen Vorklärbeckenausbau; Verhinderung zukünftiger hydraulischer Engpässe bei Mischwasser
KA Wünschendorf	Substitution von RÜB-Volumen
KA Eschdorf	Verhinderung eines direkten Mischwasserabschlages in Kombination mit einem Speicherbecken
KA ZY	Mehrbehandlung von Mischwasser und Substitution von RÜB-Volumen

### 4.2 Klieranlage Schönfeld

#### 4.2.1 Randbedingungen

Auf der Klieranlage Schönfeld ergaben sich beim Ausbau Beschränkungen des Standortes hinsichtlich der Einbindung einer neuen kompletten 2. kommunalen Belebungsbeckenstraße. Die mechanische Vorreinigung in Form von Rechen und Sandfang konnte auf den neuen Ausbauzustand angepasst bzw. erweitert werden. Des Weiteren erfolgte ein Neubau einer biologischen Straße inkl. Nachklärbecken. Das vorhandene Vorklärbecken konnte aufgrund der Standortbeschränkungen nicht vergrößert oder um eine Straße erweitert werden. Der aktuelle Mischwasserzufluss zur Gesamtanlage übersteigt die hydraulische Leistungsfähigkeit des Vorklärbeckens und wurde sowohl als VKB- und NKB-Bypass ausgeführt.

#### 4.2.2 Umsetzung

Die Bypassführung auf der Klieranlage Schönfeld (Ausbaugröße kommunal 39.350 EW mit 2 Straßen und industriell 23.300 EW) ist aufgrund verfahrenstechnischer

Randbedingungen auf die neue Belebungsbeckenstraße 3 begrenzt, welche einen Mischwasserzufluss von 450 m<sup>3</sup>/h aufweist, wobei der Mischwasserzufluss der Gesamtanlage 1.441 m<sup>3</sup>/h beträgt und beide kommunale Belebungsbeckenstraßen über das Vorklärbecken einen Maximalzufluss von 1.000 m<sup>3</sup>/h (vgl. Abbildung 5) aufweisen. Der Bypassvolumenstrom kann als so genannter Belebungsbeckenbypass (entspricht in etwa der verteilten Abwasserzuführung gemäß einer Step-feed-Prozessführung) und als Nachklärbeckenbypass mit einem maximalen Volumenstrom von 441 m<sup>3</sup>/h in das Mischwasserbehandlungskonzept integriert werden. Für die Untersuchung erfolgte der Betrieb als Nachklärbeckenbypass.

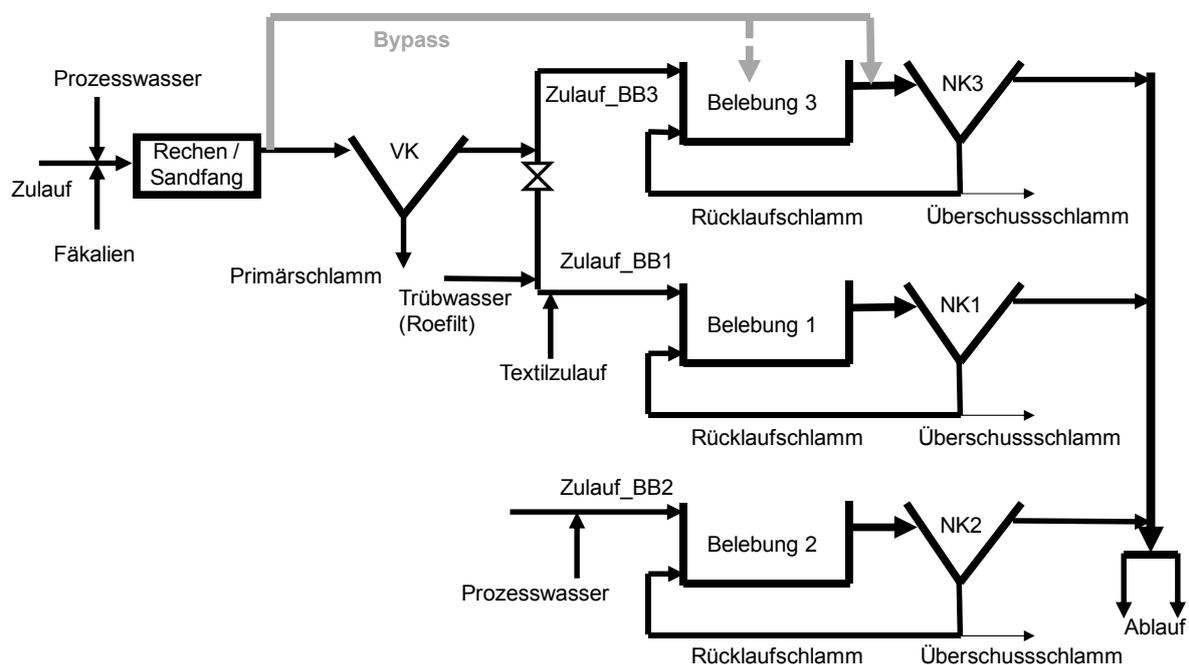


Abbildung 5: Schematische Darstellung des Bypassführungsprozesses auf der KA Schönfeld (Stand 2010)

Die detaillierte Entnahme des Bypassvolumenstromes ist in Abbildung 6 dargestellt. Bei Erreichen der hydraulischen Leistungsgrenze des Zulaufes zum Vorklärbecken bei Mischwasserzufluss staut sich das Mischwasser in diesem Schacht an und fällt in die Bypassleitung ab. Der Bypassvolumenstrom wird in den hydraulisch entkoppelten Ablaufschacht des Belebungsbeckens der kommunalen Straße 3 geleitet und von dort gelangt das Gemisch über einen Düker in das zugehörige Nachklärbecken. Um nach Mischwasserereignissen die Bypassleitung zu entleeren, wird das Wasser über Pumpen einer Rohrleitung (DN 100) zugeführt und abgeleitet. Somit werden Geruchsemissionen vermieden. Die Steuerung der Entleerungspumpen erfolgt manuell.

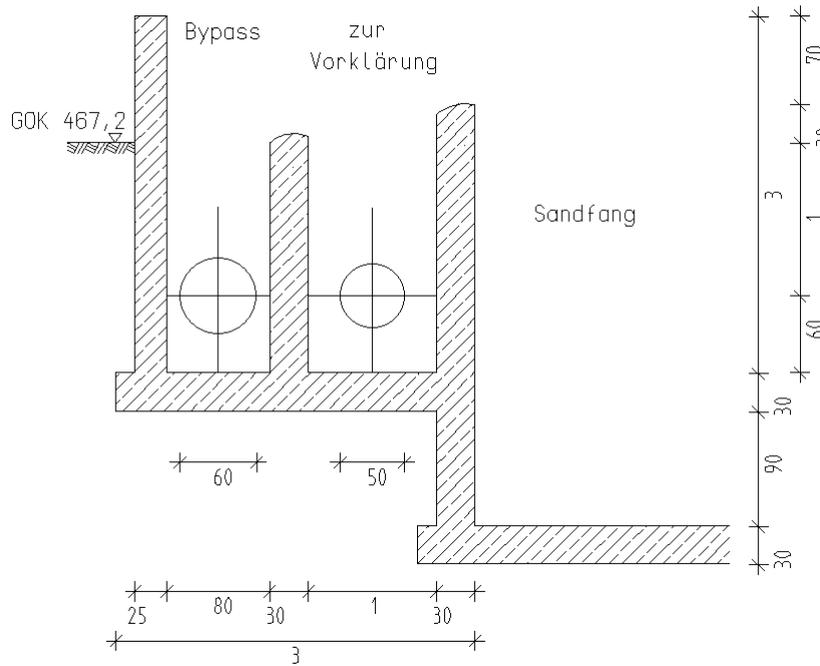


Abbildung 6: Bypassentnahme als Überlauf am Sandfang

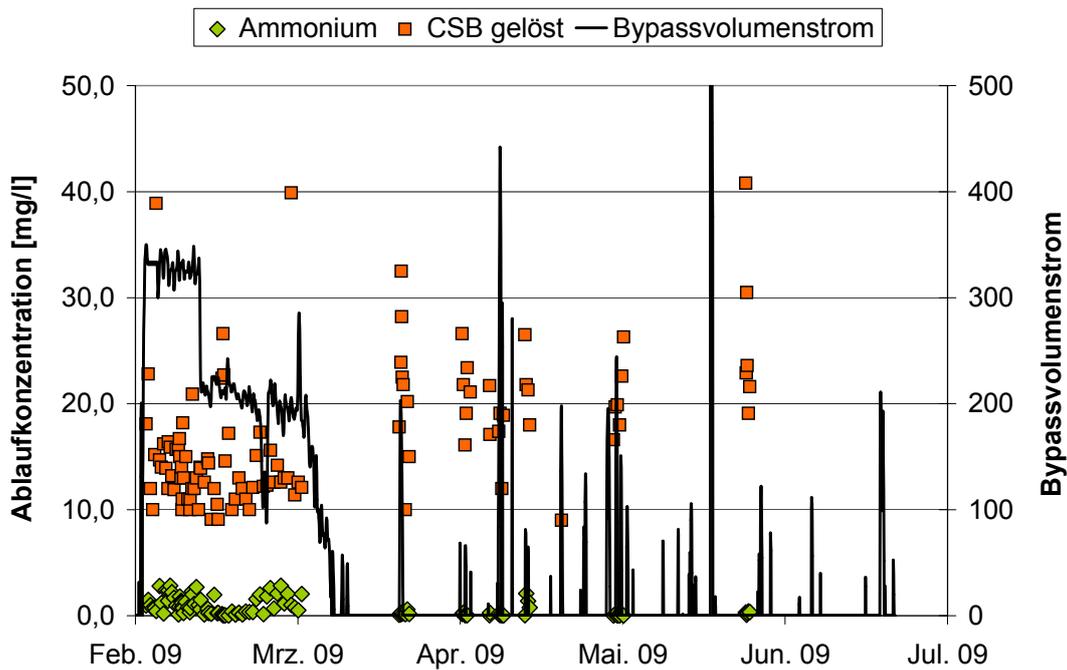


Abbildung 7: Bypassvolumenstrom und identifizierte Ablaufkonzentrationen als 2h-Mischproben während der Ereignisse

Über den gesamten Untersuchungszeitraum wurden 12 Bypassereignisse ausgewertet. Die dabei aufgetretenen Ablaufkonzentrationen an gelöstem CSB und Ammonium sind in Abbildung 7 als 2 Stunden Mischproben dargestellt. Es ist während der Ereignisse keine Überschreitung der Überwachungswerte identifiziert worden. Die Eliminationsleistungen sind ausführlich in Günther et al. (2014b) und in Krebs et al. (2010) dargestellt.

### 4.3 Kläranlage Wünschendorf

#### 4.3.1 Randbedingungen

Im General-Entwässerung-Plan (GEP) für das Einzugsgebiet der Kläranlage Wünschendorf war gemäß einer Schmutzfrachtberechnung nach ATV A128 (1992) ein Regenüberlaufbecken vor der Anlage vorgesehen. Das vorhandene Nachklärbecken weist eine enorme hydraulische und stoffliche Reserve hinsichtlich der Oberflächen- und Schlammvolumenbeschickung auf.

#### 4.3.2 Umsetzung

Durch die Integration der Bypassführung und die ermittelten Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen (vgl. Krebs et al., 2010) auf der Kläranlage Wünschendorf wurde nachgewiesen, dass das theoretisch nach der Schmutzfrachtberechnung zu erbauende zentrale Regenüberlaufbecken vor der Kläranlage mit einem Volumen von 500 m<sup>3</sup> abzüglich des Ausgleichsbeckens von 80 m<sup>3</sup> eingespart werden konnte.

Die Kläranlage Wünschendorf (Ausbaugröße 8.000 EW) weist bei Mischwasser einen Zufluss von 256 m<sup>3</sup>/h auf, wobei als Bemessungswert 220 m<sup>3</sup>/h vorgegeben sind. Das zugehörige Verfahrensschema ist in Abbildung 8 dargestellt. Aus dem Kanalnetz erreichen maximal 504 m<sup>3</sup>/h die Kläranlage und nach Füllung des Ausgleichsbeckens gelangen über einen Grobrechen die restlichen 248 m<sup>3</sup>/h als Nachklärbeckenbypass in den Ablauf des Belebungsbeckens. Dementsprechend erfolgt durch die Bypassführung eine gesamte Mischwasserbehandlung von  $4,0 \cdot Q_s + Q_f$  (4,6 für den Bemessungsfall). Bezogen auf die aktuelle Bemessungsrichtlinie ATV-DVWK A198 (2003) ergeben sich Faktoren  $f_{S,QM}$  für den Mischwasserabfluss inklusive Bypassvolumenstrom von 18,0 im Vergleich zum Ausgangszustand von 8,7 (7,4 für den Bemessungsfall).

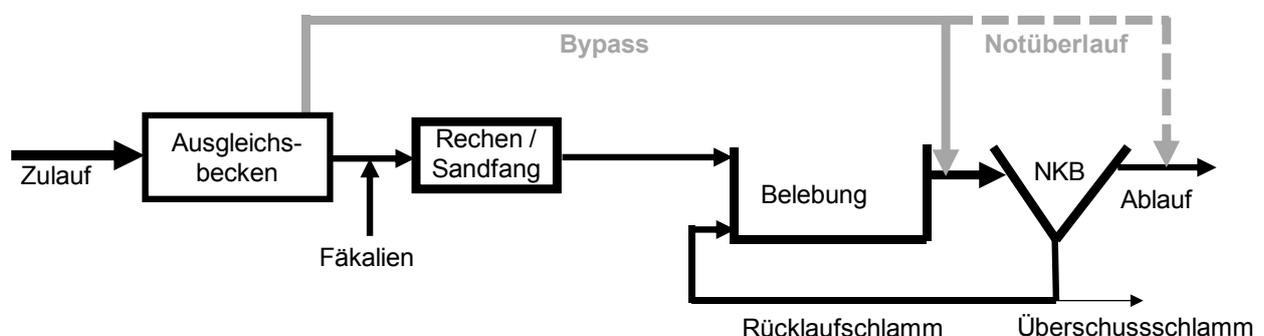


Abbildung 8: Schematische Darstellung der Bypassführung auf der KA Wünschendorf

Der Betriebsaufwand des für die Grobstoffentfernung des Bypasses eingesetzten Grobrechens kann mit dem Aufwand für ein Rechenbauwerk an einem Regenüberlaufbecken gleichgesetzt werden. Während der Untersuchungsphase stellten sich durch Betriebsprobleme bei der Rechenguträumung eine erhöhte Verstopfungsgefahr und ein entsprechend erhöhter Aufwand für den sicheren Betrieb ein.

Bei Betrachtung des Nachklärbeckens mit und ohne Zuführung des Bypassvolumenstromes ergeben sich Veränderungen der maßgebenden Parameter des Nachklärbeckens. Abbildung 9 zeigt diese Veränderungen als Summenhäufigkeit der Oberflächen- und Schlammvolumenbeschickung über den Untersuchungszeitraum als 20-min-Werte. Dabei führten die Bypassereignisse zu einer vermehrten Auslastung der hydraulischen Kapazität des Nachklärbeckens ohne die maximal zulässige Schlammvolumenbeschickung zu überschreiten. Die nur vglw. kurzzeitigen Bypassereignisse werden durch die Summenhäufigkeitsveränderung im Bereich ab > 95 % dokumentiert. Die Ablaufwerte veränderten sich je nach Randbedingungen (Rückführungsverhältnis, Vorgeschichte der Anlage, Stoffkonzentrationen im Mischwasser usw.) unterschiedlich stark, aber eine Überschreitung der Überwachungswerte wurde nicht dokumentiert.

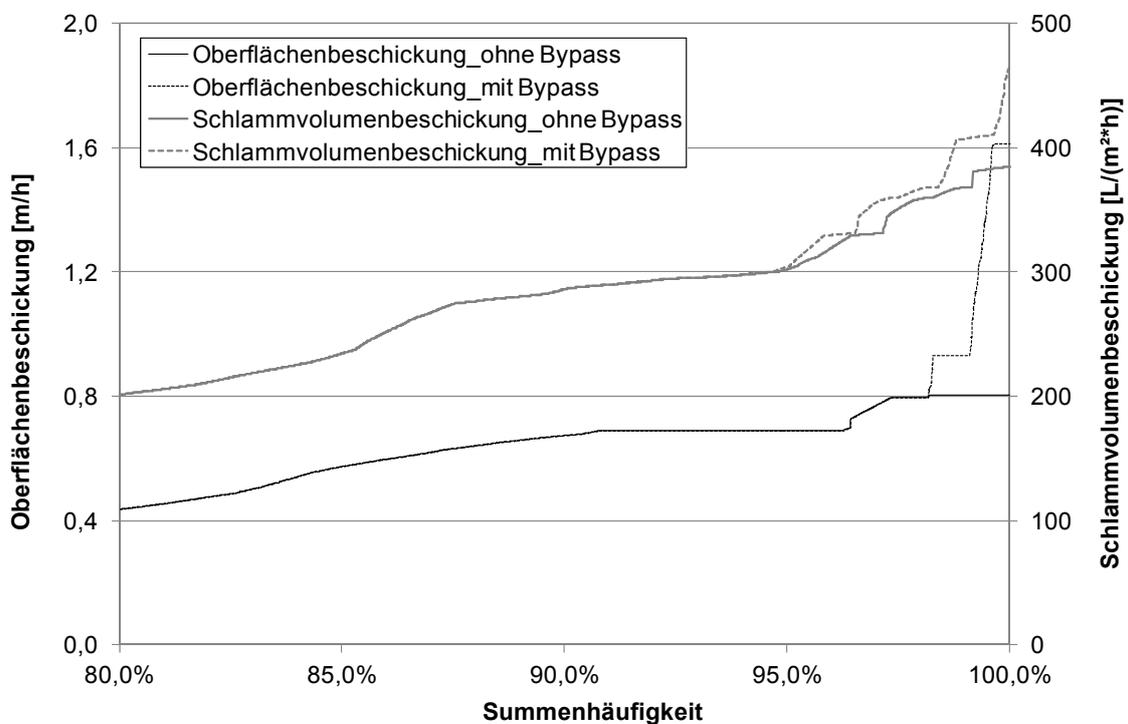


Abbildung 9: Summenhäufigkeiten der NKB-Parameter der Anlage Wünschendorf

Die Bewertung der Eliminationsleistung der Anlage während der Bypassführung erfolgte durch eine verfahrenstechnische Simulation der Kläranlagenprozesse. Darauf aufbauend wurde gemäß Kapitel 3 die gesamtheitliche Bewertung der Bypassführung im Vergleich zum klassischen Regenüberlaufbecken vorgenommen. Zusammenfassend ergaben sich aus der Schmutzfrachtsimulation über ein vorhandenes KOSIM-Modell mit einer einjährigen Regenreihe und der Einbindung in ein Kläranlagensimulationsmodell die Möglichkeit, verschiedene Varianten mit variierendem Regenbeckenvolumen von 300 m<sup>3</sup>, 500 m<sup>3</sup>, 700 m<sup>3</sup> sowie 825 m<sup>3</sup> vor der Kläranlage im Vergleich mit der Wirkung des Bypasses zu überprüfen. Der Istzustand (vgl. Abbildung 8) entspricht einer Anlage ohne vorgeschaltetes Regenüberlaufbecken, wobei das vorhandene Ausgleichbecken (80 m<sup>3</sup>) zur Bypassabtrennung in allen Varianten als Speichervolumen angesetzt wurde. Die Langzeitsimulation betrachtet 58 Mischwasserereignisse, die im Referenzzustand ohne Regenbecken zu einem Abschlag von Mischwasser führen. Die Auswertung der einzelnen Varianten und Aufsummierung der Frachten erfolgt für die detektierten Ereignisse hinsichtlich der Parameter CSB und TKN, wobei die Anzahl der abschlagsrelevanten Ereignisse logischerweise mit der Beckengröße abnimmt. Alle Beckenvarianten sowie der Bypass weisen in Summe eine deutlich geringere emittierte Fracht als der Istzustand auf. (vgl. Abbildung 10). Es ist erkennbar, dass durch Einsatz des Bypasses bei Einhaltung der Entlastungsneutralität bzw. -gleichheit in den Vorfluter ein Beckenvolumen von ca. 500 m<sup>3</sup> bezüglich der CSB-Gesamtemission bzw. ca. 300 m<sup>3</sup> für die TKN Gesamtemission abzüglich des 80 m<sup>3</sup> Ausgleichbeckens substituiert werden kann. Bei Ansatz des CSB als maßgebendem Parameter ergibt sich eine Volumensubstitution von 420 m<sup>3</sup>. Bezogen auf das gesamte erforderliche Speichervolumen im Kanalnetz wurde damit eine Verringerung von ca. 50 % erreicht.

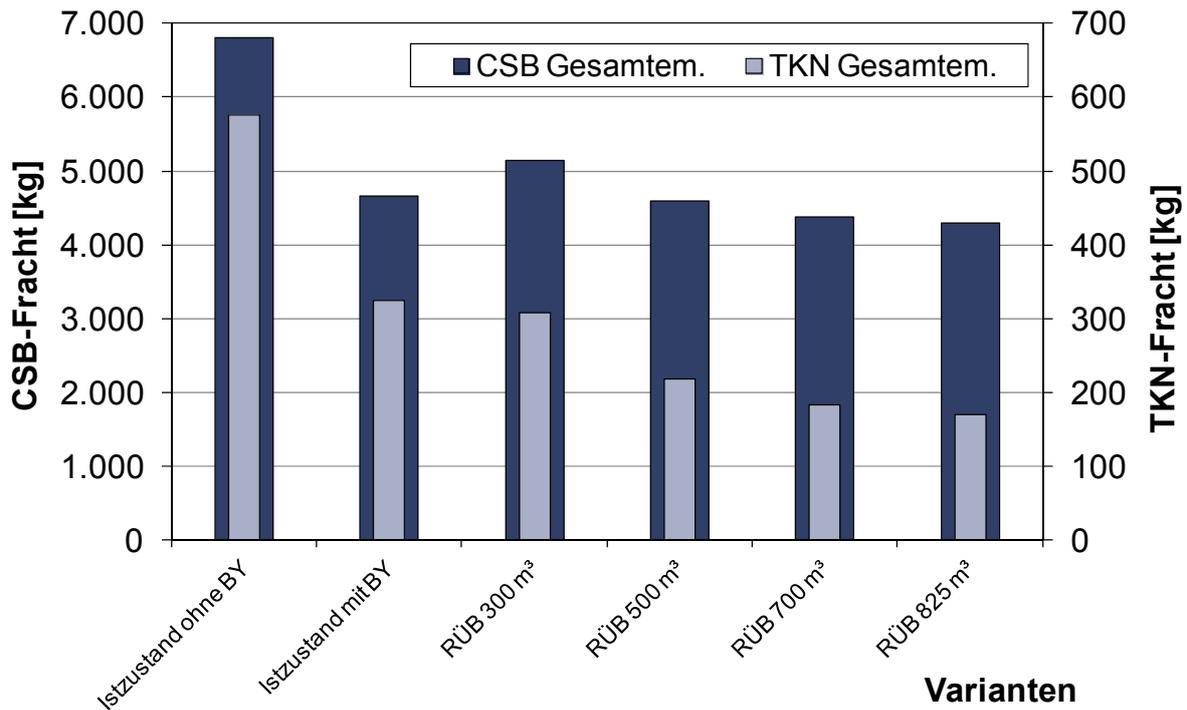


Abbildung 10: Zusammenfassung der Gesamtemissionen

## 4.4 Kläranlage Eschdorf

### 4.4.1 Randbedingungen

Im Einzugsgebiet der Anlage wurde nachträglich ein Mischsystem eines neu erschlossenen Industriestandortes angebunden. Der vorhandene Vorfluter ist sehr klein und darf aufgrund des hauptsächlich im Trennsystem entwässerten Gebietes keinen unbehandelten Abschlag aufnehmen. Dementsprechend ist vor der Anlage ein Regenbecken angeordnet, für welches nur im Notfall ein Abschlag vorgesehen ist.

### 4.4.2 Umsetzung

Die Bypassführung wurde auf der Anlage mit dem vorhandenen Regenbecken kombiniert. Der Bypassvolumenstrom wird erst ab Erreichen einer bestimmten Füllstandhöhe im Becken aktiv und ist in diesem Fall als Möglichkeit für die Verhinderung eines Abschlagereignisses konzipiert. Da das vorhandene Nachklärbecken Reserven in der Oberflächen- und Schlammvolumenbeschickung aufweist, war die praktische Umsetzung eines Bypasses zur Abschlagsverhinderung zielführend.

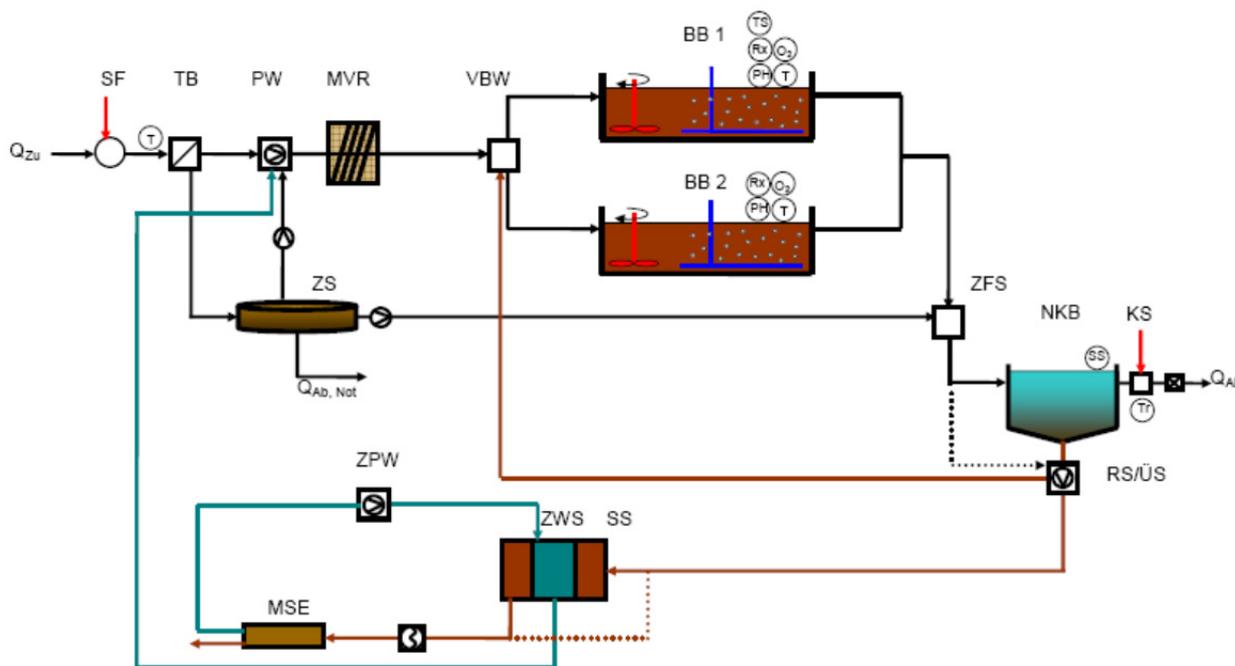


Abbildung 11: Verfahrensschema der Kläranlage Eschdorf

Abbildung 11 zeigt das Verfahrensschema der Anlage. Der Mischwasserzufluss zur Anlage wird am Trennbauwerk (TB) auf den Zufluss für die mechanische Reinigung (MVR) und die Belebungsbeckenstraßen (BB1 und BB2) auf 40 L/s beschränkt. Nach Füllung des Speicherbeckens (ZS) auf einen Füllstand von 3,10 m, wobei der beschriebene Notüberlauf des Beckens ab 3,14 m anspringt, erfolgt die Aktivierung des Bypassvolumenstromes von maximal 20 L/s. Dieser gelangt wie der Ablauf der Belebungsbecken in einen Zwischenschacht (ZFS) und von dort über die Dükerleitung in das Nachklärbecken. Hinsichtlich der dargestellten Bypassbemessung in Kapitel 2 wäre ein maximaler Bypassvolumenstrom von 45 L/s unter Ausnutzung der Reserven des Nachklärbeckens möglich gewesen, aber aufgrund des maximalen Mischwasservolumenstromes aus dem Kanalnetz und der hydraulischen Sensibilität des Vorfluters ist die maximale Einleitmenge durch behördliche Vorgaben auf 60 L/s (40 L/s  $Q_M$  und 20 L/s  $Q_{BY}$ ) beschränkt.

## 4.5 Kläranlage ZY

### 4.5.1 Randbedingungen

Die Kläranlage ZY ist gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) der Größenklasse 5 zuzuordnen und besitzt als letzte Reinigungsstufe 4 Nachklärbecken. Im Zuge der Schmutzfrachtberechnung ist zukünftig Regenrückhaltevolumen in der Kanalisation und direkt vor der Kläranlage zu errichten. Die hydraulische Kapazität der

Nachklärbecken und der mechanischen Vorreinigung bot ideale Voraussetzungen, die Bypassführung auf der Anlage umzusetzen, um damit vermehrt Mischwasser zu behandeln und gleichzeitig Regenrückhaltevolumen im Netz einzusparen.

#### 4.5.2 Umsetzung

Die Anlage weist derzeit bei Mischwasser eine Behandlungsreserve in der mechanischen Vorreinigung von ca. 27 % bezogen auf den Mischwasservolumenstrom auf. Dementsprechend ergibt sich der aktuell mögliche Bypassvolumenstrom auf ca. 27 % vom Mischwasserzufluss des Belebungsbeckens ( $Q_{M, BB}$ ). Gemäß Kapitel 2 wäre bei Ausnutzung der NKB-Parameterreserve bemessungstechnisch ein Bypassvolumenstrom von ca. 50 % von  $Q_{M, BB}$  möglich. Der Bypassvolumenstrom wird bei Erreichen des Maximalzuflusses nach dem Vorklärbecken mit einem Überfallwehr in eine separate Bypassleitung DN 800 abgeschlagen. Diese Leitung führt zum Sammelgerinne des Belebungsbeckenablaufs und ist mit einem MID ausgestattet.

Die bisher detektierten Bypassereignisse und die Auswirkungen auf die Schlammvolumenbeschickung, den Schlamm Spiegel und die Ablaufkonzentrationen werden in Abbildung 12 und Abbildung 13 dargestellt. Die Erhöhung der Schlammvolumenbeschickung und des Schlammspiegels fallen vglw. ähnlich bei Mischwasserereignissen mit und ohne Bypassführung aus.

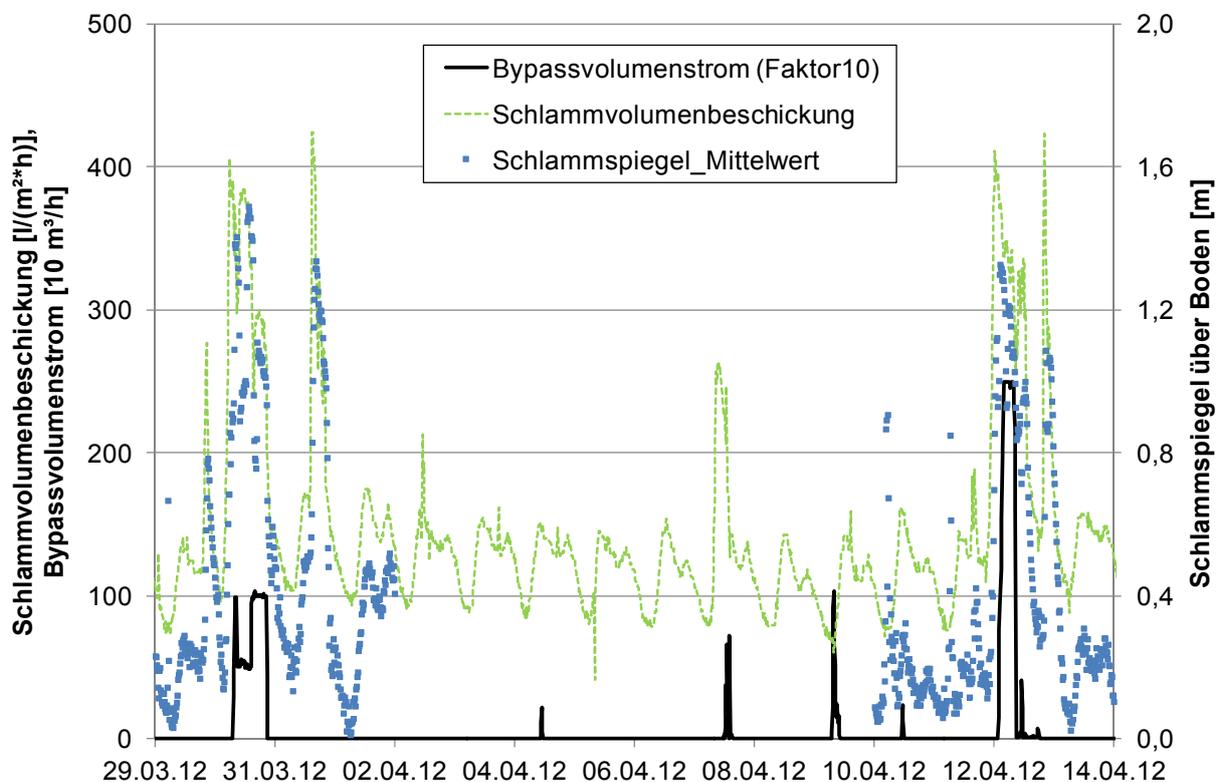


Abbildung 12: Bypassereignisse und Auswirkungen auf die Schlammvolumenbeschickung und den Schlamm Spiegel

Die erreichten Ablaufkonzentrationen der Betriebsweisen mit und ohne Bypassführung wurden bisher auf Basis der Ablaufwerte ohne spezielle Betrachtung des Eliminationseffektes auf den Bypassvolumenstrom bewertet. In Abbildung 13 ist ersichtlich, dass die Ablaufkonzentrationen der Parameter CSB, Nitrat und Ammonium nur geringfügig ansteigen und ein Erreichen der Konzentrationsbereiche der jeweiligen Überwachungswerte nicht gegeben ist. Für den Parameter Gesamtphosphat erreichen die Ablaufkonzentrationsspitzen kurzfristig bei den 15-min-Mittelwerten den Überwachungswert von 1,0 mg/L. Eine Überschreitung in der 2h-Mischprobe ist unter Umständen möglich, aber unwahrscheinlich. Grundsätzlich wurde die Fällmitteldosierung bisher nicht für den Bypassbetrieb optimiert und weist dementsprechend Reserven auf.

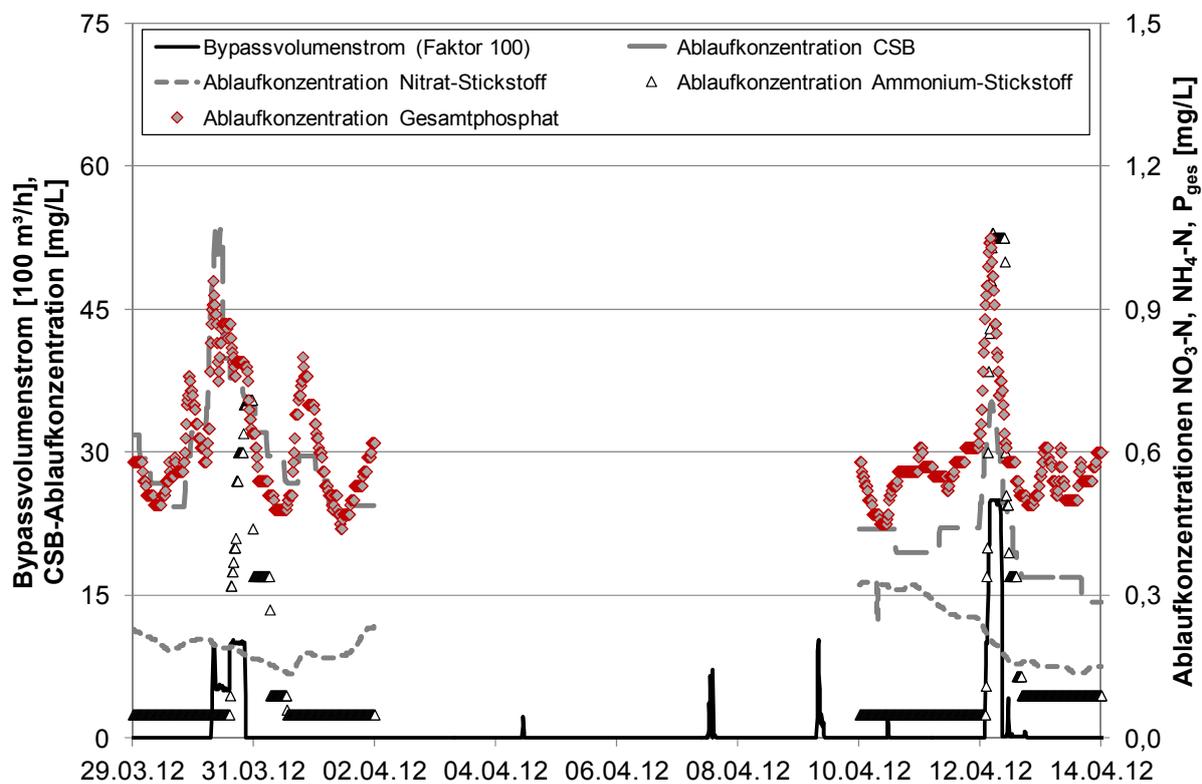


Abbildung 13: Bypassereignisse und Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen

## 5 Zusammenfassung

Das Bypassverfahren wurde im Rahmen mehrerer geförderter Projekte sowie anhand von großtechnischen Umsetzungen detailliert untersucht. Die zugrunde liegenden Prozesse wurden quantifiziert und Randbedingungen für einen Einsatz im Rahmen der Dimensionierung von Mischwassersystemen erarbeitet. Darauf

basierend ergab sich eine Methodik zur Integration dieser Verfahrenstechnologie in den Bemessungsvorgang des ATV A 128 (1992) über den Vergleich der entlasteten Frachten aus klassischen Speicher- und Überlaufbecken mit der Bypassführung.

An den untersuchten Anlagen wurden bei Mischwassermehrbehandlung mit dem Bypass bisher keine relevanten Überschreitungen der Überwachungswerte festgestellt. Beim großtechnischen Einsatz lag der vorrangige Untersuchungsschwerpunkt auf der Mischwassermehrbehandlung bei gleichzeitiger Substitution von RÜB-Volumen im Kanalnetz. Für den Betrieb des Bypasses als Notfallmaßnahme zur Verhinderung von Schlammabtrieb liegen den Autoren derzeit keine Referenzen vor.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden die Eliminationsleistungen des Verfahrens analytisch untersucht sowie simulationstechnisch bewertet. Erstmals erfolgte eine Anwendung unter stark erhöhter hydraulischer Belastung der Kläranlagen von bis zu  $4,0 Q_s + Q_f$  bzw. bei einem Faktor  $f_{s,QM}$  von bis zu 18 gemäß ATV-DVWK A198 (2003). Die maßgeblichen NKB-Belastungsparameter wurden bis in den oberen zugelassenen Wertebereich getestet und kein Versagen oder Überlastung nachgewiesen.

Die dargestellten großtechnischen Einsatzfälle zeigen das enorme Potenzial der Bypassführung im Hinblick auf Kosteneinsparung und Verbesserung der Betriebssicherheit. Es können damit standortbedingte Ausbaubeschränkungen aufgehoben sowie ein sicherer Betrieb bei schlechten Schlammigenschaften erwartet werden. Des Weiteren ist durch eine Mischwassermehrbehandlung die Substitution von Regenbeckenvolumen bei Einhaltung der zugelassenen Entlastungsfrachten möglich. Für die Praxis existiert nunmehr eine anwendungsbereite Nachweismethode zur Quantifizierung der Entlastungsfrachten beim Vergleich zwischen Bypass und konventionellem Speicherbauwerk.

## 6 Literaturverzeichnis

- ATV A 128 (1992). Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. ATV-Arbeitsblatt A 128. GFA, Hennef
- ATV-DVWK A 131 (2000). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131. GFA, Hennef
- ATV-DVWK A 198 (2003). Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198. GFA, Hennef

- Ahnert M., Günther N., Kuehn V., Krebs P., Svardal K. and Spatzierer G. (2008).  
Modelling of enhanced CSO treatment in secondary clarifiers with a modified  
Activated Sludge Model No. 3. IWA World Water Congress and Exhibition 2008  
Vienna, Austria, Water Science & Technology Vol. 58.3
- Billmeier E. (1978). Verbesserte Bemessungsvorschläge für horizontal durchströmte  
Nachklärbecken von Belebungsanlagen. Berichte aus der Wassergütewirtschaft und  
Gesundheitsingenieurwesen. Band 21, Institut für Bauingenieurwesen, TU  
München
- Günther N., Nikolavcic B., Svardal K., Wandl G., Ahnert M., Spatzierer G., Kühn V.  
(2007). Mischwasserbehandlung im Nachklärbecken. Dresdner Berichte Bd. 29, S.  
97-115
- Günther N., Ahnert M., Kühn V. (2014a). Bypassführung von Mischwasser –  
Möglichkeiten und Grenzen. Teil 1: Einsatzmöglichkeiten bei ungünstigen  
Betriebsbedingungen. Korrespondenz Abwasser, in Druck
- Günther N., Ahnert M., Kühn V. (2014b). Bypassführung von Mischwasser –  
Möglichkeiten und Grenzen. Teil 2: Eliminationsleistung und  
Substitutionspotenzial für Mischwasserspeichervolumen. Korrespondenz Abwasser,  
in Druck
- Hartwig P. (2011). Bewährtes und Verbesserungen. DWA Workshop A 131. Bottrop,  
26.05.2011
- Krebs P., Kuehn V., Ahnert M., und Günther N. (2010). Erhöhung der behandelbaren  
Mischwassermenge durch eine Nachklärbeckenbypassführung auf der Kläranlage  
Schönfeld und Vergleich der Entlastungsfrachten mit konventionellen  
Regenüberlaufbecken. Abschlussbericht Staatsministerium Sachsen.
- Schneider S. (2009). Mischwasserbehandlung auf der Kläranlage Rosenberg/Baden.  
Diplomarbeit, Hochschule Biberach.
- Svardal K., Nikolavcic B., Wandl G., Spatzierer G., Krebs P., Kühn V., Ahnert M. and  
Guenther N. (2007). Mischwasserbehandlung in Nachklärbecken. (Storm water  
treatment in secondary clarifiers). Report of the European Union INTERREG IIIC-  
Project SiTaR, Subproject 19, Eisenstadt, Austria, February 2007.

**Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Norbert Günther, Dipl.-Ing. Markus Ahnert, Dr.-Ing. Volker Kühn

Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft  
Technische Universität Dresden  
Bergstraße 66,  
D-01069 Dresden

Tel.: 0351-463 37020

E-Mail: [Norbert.Guenther@tu-dresden.de](mailto:Norbert.Guenther@tu-dresden.de)



# Höhenvariabler Einlauf am Beispiel der Kläranlage Metzingen

## Optimierung von Nachklärbecken

W. Maier, D. Antakyali

iat-Ingenieurberatung GmbH, Stuttgart; Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und  
Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart

**Abstract:** Im Rahmen eines vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg geförderten Projektes wurde untersucht, in wie weit sich die Leistungsfähigkeit von Nachklärbecken durch einen nachträglichen Einbau einer höhenvariablen Tauchwand steigern lässt. Dies kann vor allem für bestehende flache Nachklärbecken interessant werden, von denen in Deutschland eine Vielzahl existiert. Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass das umgebaute Nachklärbecken bei allen Betriebszuständen ein sehr gutes Absetzen des belebten Schlammes ermöglicht, obwohl es nicht den Bemessungsvorschriften entspricht. Die Werte für die abfiltrierbaren Stoffe sind im Becken mit Tauchwand etwas niedriger als im Becken ohne Tauchwand. Die Schlammspiegellage ist im Becken mit Tauchwand bei allen Betriebszuständen ca. 30 bis 65 cm niedriger als beim Becken ohne Tauchwand. Das Verschließen der äußeren Ablaufkante der eingehängten Rinne führte zu keinerlei Beeinträchtigungen. Der Einbau der Tauchwand und die damit verbundene Leistungssteigerung der Nachklärung eröffnet Möglichkeiten zur erweiterten Mischwasserbehandlung auf Kläranlagen.

**Key Words:** Belebungsverfahren, Nachklärbecken, Optimierung, Höhenvariabler Einlauf

## 1 Einleitung

Eine Schwachstelle beim Einsatz der Nachklärung zur Abtrennung von belebtem Schlamm ist die Einlaufkonstruktion des Nachklärbeckens.

Eine ideale Einlaufkonstruktion schichtet das Belebtschlamm/Wasser-Gemisch in der Trennzone ein. Diese ist jedoch abhängig von der Zulaufmenge, so dass eine ideale Einlaufkonstruktion höhenvariabel sein muss.

Die Nachklärbecken der Kläranlage Metzingen (2 Stück, Durchmesser 50 m) sind sehr flache Becken. Die nach den aktuellen Bemessungsansätzen erforderliche Beckentiefe wird deutlich unterschritten. Die aus einer Nachberechnung der Nachklärung resultierende maximale Beschickungsmenge eines Nachklärbeckens beträgt ca. 300 L/s, tatsächlich wird das Becken jedoch mit 455 L/s beschickt.

Eine alleinige Erhöhung des Wasserspiegels lässt nicht den gewünschten Erfolg zur Verbesserung der hydraulischen Verhältnisse erwarten, da die vorhandene Einlaufkonstruktion nach wie vor eine schlechte Einschichtung des Belebtschlamm/Wasser-Gemisches bewirkt.

Bereits im Jahr 2007 wurde eine Idee zu Konstruktion und Einbau einer höhenvariablen Einlaufkonstruktion für bestehende Nachklärbecken entwickelt (*Krampe, 2007*). In der Folge wurde ein Projekt zur Umsetzung und Untersuchung beim damaligen Umweltministerium Baden-Württemberg beantragt und auch bewilligt.

Dieser Beitrag basiert auf einer früheren Veröffentlichung zu diesem Thema (*Maier et al., 2011*) und auf dem Schlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung des Vorhabens (*Antakyali und Gasse, 2012*).

## **2 Lösungsansätze und Zielsetzung**

### **2.1 Bisherige Lösungsansätze**

Eine ideale Einlaufkonstruktion schichtet das Belebtschlamm/Wasser-Gemisch in der Trennzone ein. Diese ist jedoch, abhängig von der Zulaufhydraulik des Nachklärbeckens, in ihrer Höhenlage variabel, so dass die ideale Einlaufkonstruktion eines Nachklärbeckens höhenvariabel gestaltet sein sollte.

Zu diesem Ansatz gibt es einige patentierte Lösungen (*Richter, 1999* und *Armbruster, 2002*). Der Nachteil der patentrechtlich geschützten Einlaufkonstruktionen ist darin zu sehen, dass sie eigentlich für den Neubau von Nachklärbecken vorgesehen und konstruktiv sehr aufwändig herzustellen sind bzw. bei bestehenden Becken einen hohen bautechnischen Aufwand erfordern. Sie bieten damit nur bedingt Lösungsansätze für die zahlreichen bestehenden alten, flachen Nachklärbecken mit schlechter Feststoffabtrennung in Deutschland.

## 2.2 Neuer Lösungsansatz

Zur Vermeidung der genannten Nachteile bietet sich der Einbau einer Tauchwand vor der bestehenden Einlaufkonstruktion als Lösung an. Da die Tauchwand in der Regel über drei oder vier Haltepunkte an der Räumerrücke befestigt wird, ist eine Variation der Höhe der Tauchwände in Abhängigkeit von der Schlammspiegellage relativ einfach zu realisieren. Wird die Tauchwand höhenvariabel ausgestaltet, so lässt sich nochmals eine Leistungssteigerung erwarten.

Eine Verbesserung der Absetzwirkung bzw. Kapazität der Nachklärung eröffnet eventuell auch Möglichkeiten zur vermehrten Mischwasserbehandlung auf Kläranlagen durch die Erhöhung der Kapazität von bestehenden Nachklärbecken.

Diese Systeme eignen sich hervorragend zur Nachrüstung in bestehenden Nachklärbecken mit problematischen Einlaufkonstruktionen, da sie einfach nachträglich eingebaut und an der Räumerrücke befestigt werden können. Die Tauchwand bewirkt dann die Einschichtung des Zulaufs auf der gewünschten Höhe (Trennschicht zwischen bereits abgesetztem Schlamm und Klarwasser) bei unterschiedlichem Öffnungsquerschnitt.

Folgende Ziele sollen durch diese Maßnahmen erreicht werden (*Krampe, 2007*):

- Verbesserung der Eindickwirkung im Nachklärbecken, dies lässt einen höheren Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken zu.
- Auch bei hohen Schlammindeces mit hohen Schlammspiegellagen wird der Schlamm weniger aufgewirbelt.
- Die Einschichtung des Zulaufs in die Trennzone wirkt wie ein Flockenfilter für abfiltrierbare Stoffe. Die Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf der Nachklärung sinken.
- Verbesserung des Flockungsverhaltens des belebten Schlammes durch Verlagerung der Dichteströmung zwischen Einlaufkonstruktion und Tauchwand.

Eine derartige höhenvariable Tauchwand ist in eines der beiden Nachklärbecken der Kläranlage Metzingen im Herbst 2010 eingebaut worden und damit wird eine vergleichende Untersuchung des konventionellen Beckens und des mit Tauchwand ausgerüsteten Beckens möglich.

### 3 Planung und Einbau der Tauchwand

Vor der eigentlichen Planung war eine Simulation der hydraulischen Verhältnisse in dem Nachklärbecken bei verschiedenen Lastfällen und bei unterschiedlichen Anordnungen der Tauchwand durchgeführt worden (*hydrograv 2010*). Die Empfehlungen aus den Ergebnissen der Simulationen lauteten:

- Einbau einer Tauchwand
- Verschluss der äußeren Überfallkante der bisher beidseitig überströmten Ablaufrinne (keine höhenmäßige Veränderung)
- Anpassung der Höhenlage der Tauchwand abhängig von Wassermenge und Schlammindex

Anhand der Erfassung und Simulation des Ist-Zustandes konnten die Eckdaten für die geplante Tauchwand abgeleitet werden. Durch die Simulation verschiedener Randbedingungen ergab sich ein optimaler Einlaufzylinder mit einem Durchmesser von 8 m (Durchmesser Mittelbauwerk 5 m) mit einem innenseitigen 30 cm breiten Umlenkring 30 cm oberhalb der Einlaufunterkante. Der benötigte Hubweg beträgt 1,45 m, die tiefste Stellung der Tauchwand liegt 0,4 m über Beckenboden. Die Tauchwand besteht aus PE, die Höhenverstellung wird über zwei Getriebemotoren realisiert. Bei den eingebauten Stengel-Einläufen wurden lediglich die Prallteller entfernt und eine umlaufende Schürze angeordnet. Der Rundräumer musste entsprechend angepasst werden.

In Abbildung 1 ist eine nicht maßstäbliche Skizze der geplanten Tauchwand wiedergegeben.

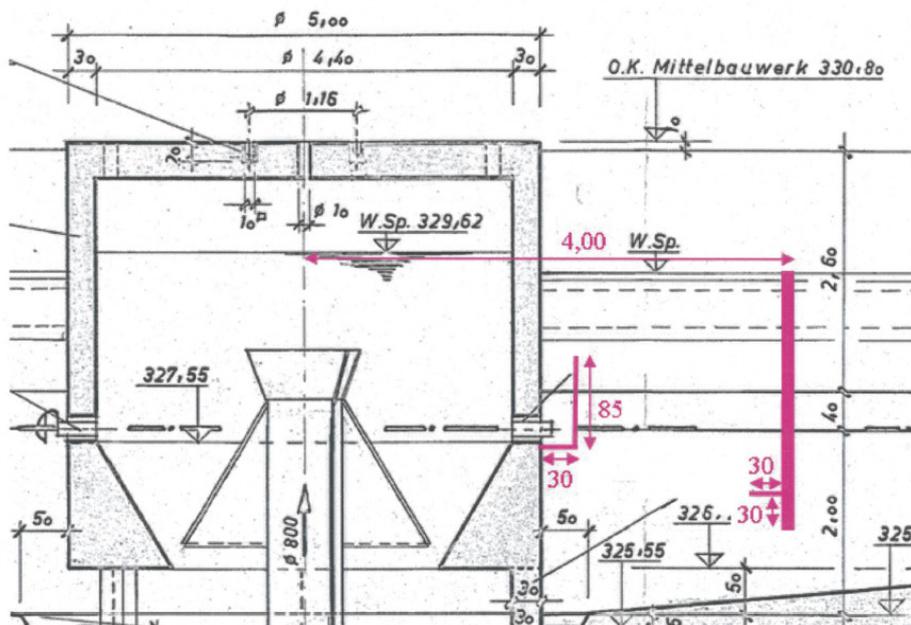


Abbildung 1: Skizze der geplanten Tauchwand (nicht maßstäblich), (hydrograv, 2010)

In Abbildung 2 ist die eingebaute und seit Dezember 2010 im Betrieb befindliche höhenvariable Tauchwand vor der Befüllung des Nachklärbeckens zu sehen.



Abbildung 2: Eingebaute Tauchwand vor Befüllung des Nachklärbeckens

## 4 Ergebnisse der Untersuchungen

### 4.1 Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

In Abbildung 3 sind die abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der beiden Nachklärbecken vor dem Einbau der Tauchwand bei Trockenwetterzulauf dargestellt. Die Werte liegen in einem sehr niedrigen Bereich zwischen 2 und 8 mg/l, ein Unterschied der beiden Becken ist nicht zu erkennen.

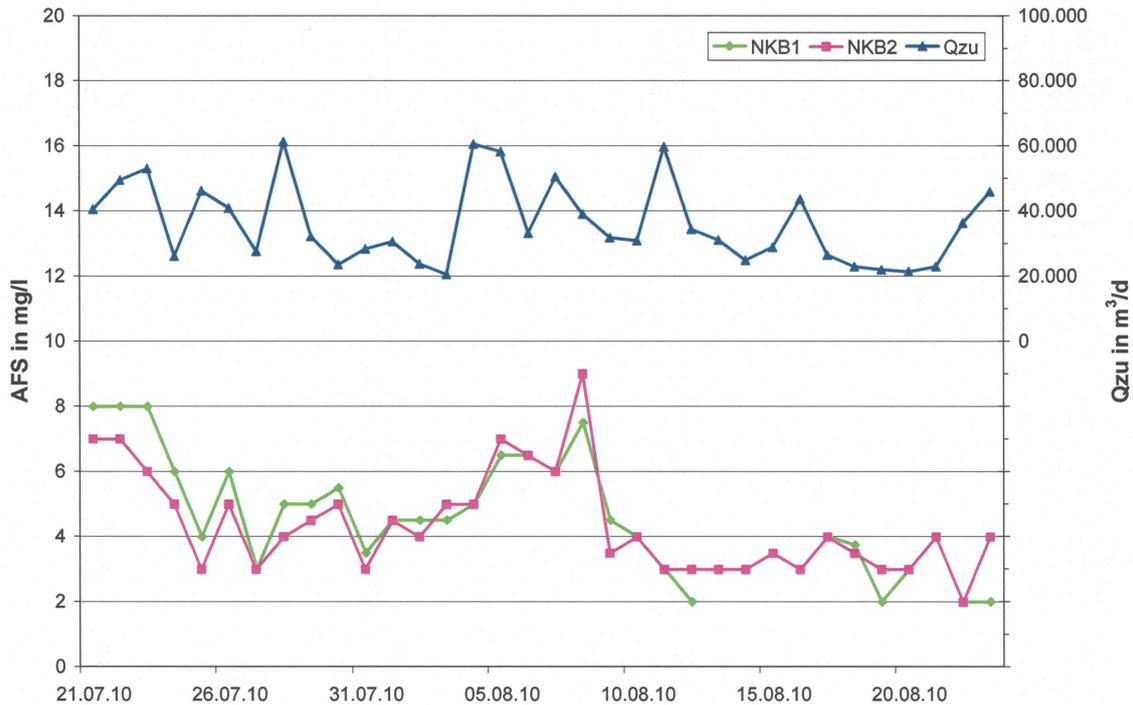


Abbildung 3: Abfiltrierbare Stoffe vor Einbau der Tauchwand in Becken 2 (21.07.2010 bis 24.08.2010)

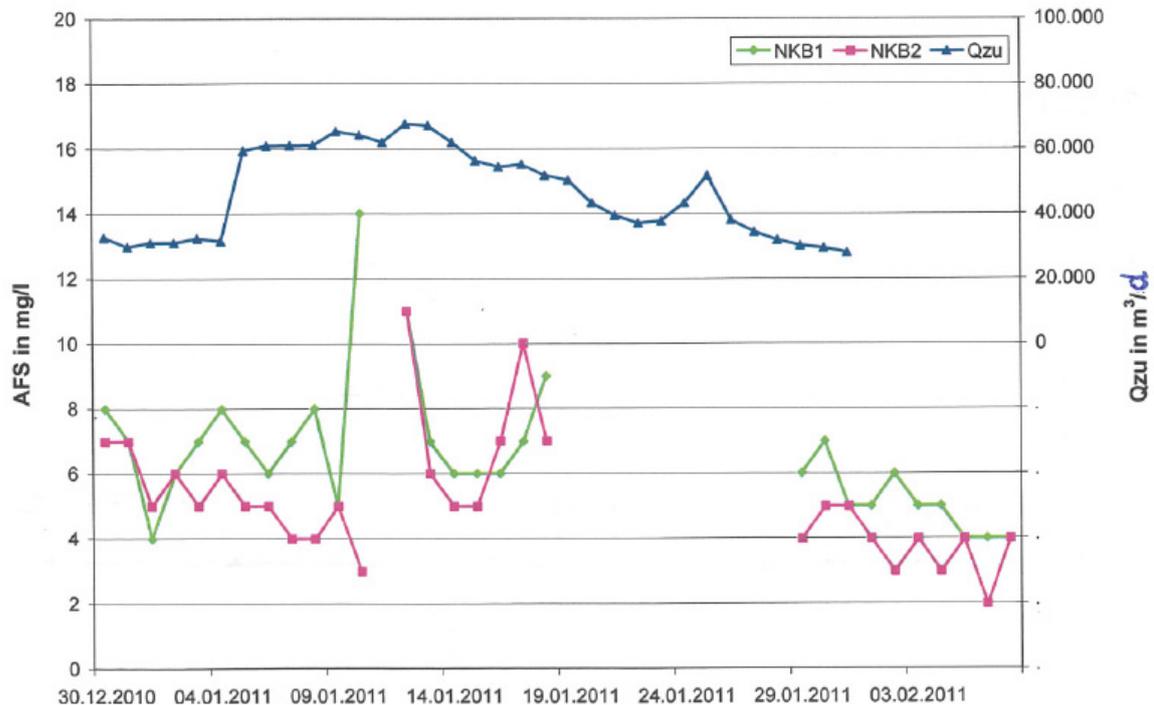


Abbildung 4: Abfiltrierbare Stoffe nach Einbau der Tauchwand in Becken 2 (30.12.2010 bis 06.02.2011)

Der in Abbildung 4 dargestellte Verlauf der abfiltrierbaren Stoffe zeigt bei deutlich höheren Zuflüssen etwas niedrigere Werte im Becken 2 mit eingebauter Tauchwand. Der Unterschied der Mittelwerte in diesem Zeitraum beträgt 2 mg/l AFS.

Tabelle 1: Durchschnittliche Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Nachklärbecken nach Einbau der Tauchwand, Januar 2011 bis Februar 2012

	Mittelwert NKB 1	Mittelwert NKB 2
AFS (mg/L)	5,5	4
Anzahl der Messungen	267	271

Nach diesen Messwerten verringerte sich die durchschnittliche AFS-Konzentration im Becken 2 leicht nach dem Einbau der Tauchwand. Der Messbereich ist jedoch so niedrig hinsichtlich der AFS-Werte, dass kein klares Resümee aus den durchschnittlichen Konzentrationen gezogen werden kann. Vor allem bei Zuflüssen unter 350 L/s (pro Becken) liegen die AFS-Werte nahe beieinander.

Die beiden Becken wiesen bereits vor dem Einbau der Tauchwand sehr gute Trennleistungen auf. Darauf ist das Ergebnis, dass unter üblichen Bedingungen keine erhebliche Verbesserung bezüglich der AFS-Ablaufwerte durch die Tauchwand auftrat, zurückzuführen. Entscheidend hinsichtlich der Effektivität der Tauchwand auf der Kläranlage Metzingen sind die hydraulischen Überlastungsfälle.

Beim Vergleich verschiedener Messperioden mit über mehrere Tage anhaltendem Mischwasserzufluss zeigt sich durch die Tauchwand eine effektivere Abtrennung der abfiltrierbaren Stoffe.

## 4.2 Schlammspiegellagen

In beiden Nachklärbecken wurden die Schlammspiegel mittels Ultraschall alle 30 Sekunden erfasst.

In den folgenden Abbildungen sind jeweils der Zufluss zur Kläranlage sowie die Schlammspiegellagen in Nachklärbecken 1 (ohne Tauchwand) und Nachklärbecken 2 (mit Tauchwand) dargestellt.

Abbildung 5 stellt die Situation zu einem Zeitpunkt dar, an dem die Tauchwand in Nachklärbecken 2 zwar bereits installiert, jedoch nicht angesteuert wurde. Es ist deutlich erkennbar, wie sich die Schlammspiegel in beiden Becken in Abhängigkeit des Zuflusses mit einer zeitlichen Verzögerung von ca. einer Stunde verändern. Der Schlammspiegel im Nachklärbecken 1 (ohne Tauchwand) liegt ca. 60 cm höher als der in Nachklärbecken 2 (mit Tauchwand).

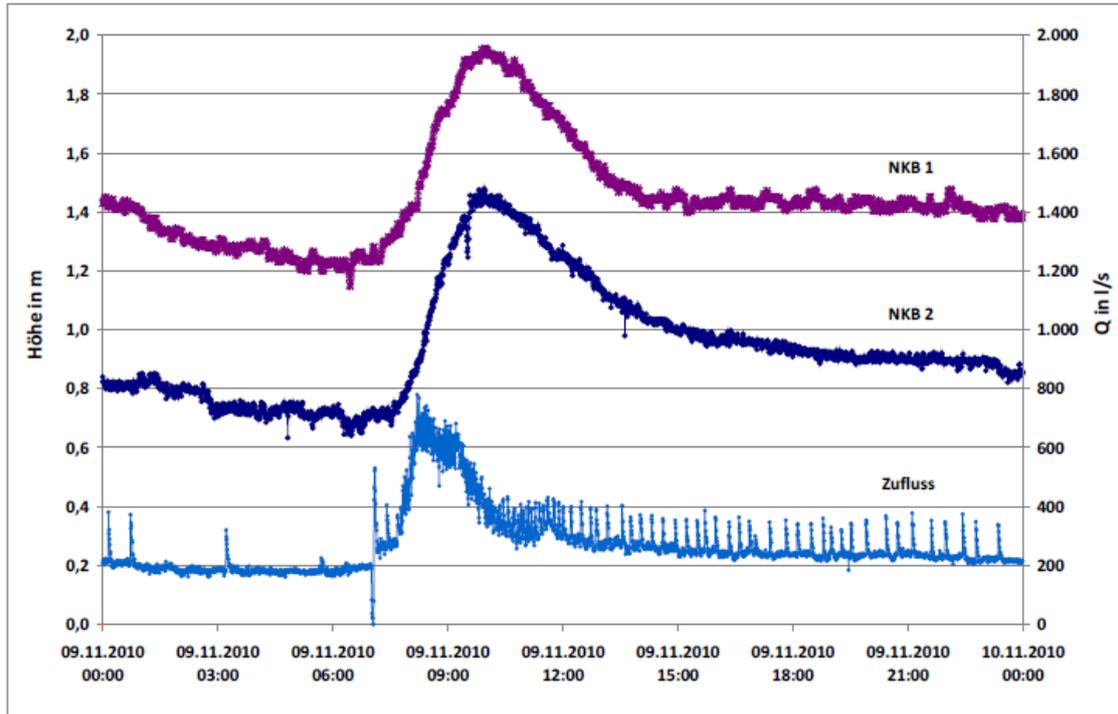


Abbildung 5: Schlammspiegellagen in beiden Nachklärbecken ohne Ansteuerung der Tauchwand,  $Q = 280 \text{ L/s}$

In Abbildung 6 sind die Schlammspiegellagen bei Ansteuerung der Tauchwand in Abhängigkeit des Zuflusses dargestellt, daher sind zusätzlich die Hub- und Senkwege der Tauchwand erkennbar, die ebenfalls in Abhängigkeit des Zuflusses angesteuert wird.

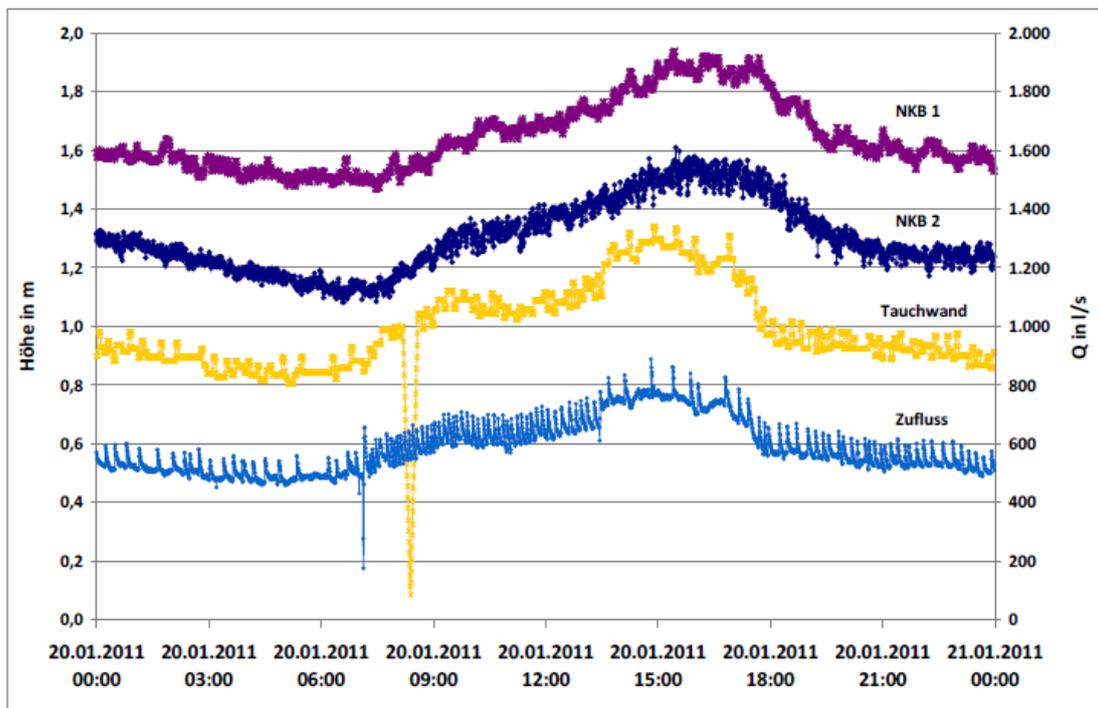


Abbildung 6: Schlammspiegellagen in beiden Nachklärbecken mit Ansteuerung der Tauchwand,  $Q = 590 \text{ L/s}$

Die Differenz der Schlamm Spiegel zwischen den beiden Becken variierte während der gesamten Projektdauer zwischen 30 cm und 65 cm. Die Schwankungen im Zufluss werden zuerst bei der Höhe der Tauchwand und ca. 1 Stunde später auch bei den Schlamm Spiegelmessungen in beiden Becken ersichtlich. Die Reaktionen im Becken 1 sind „impulsiver“ als im Becken 2.

Beispielhaft sind in Abbildung 7 die erfassten Parameter für ein Starkregenereignis vom 22.6.2011 bis 23.6.2011 dargestellt.

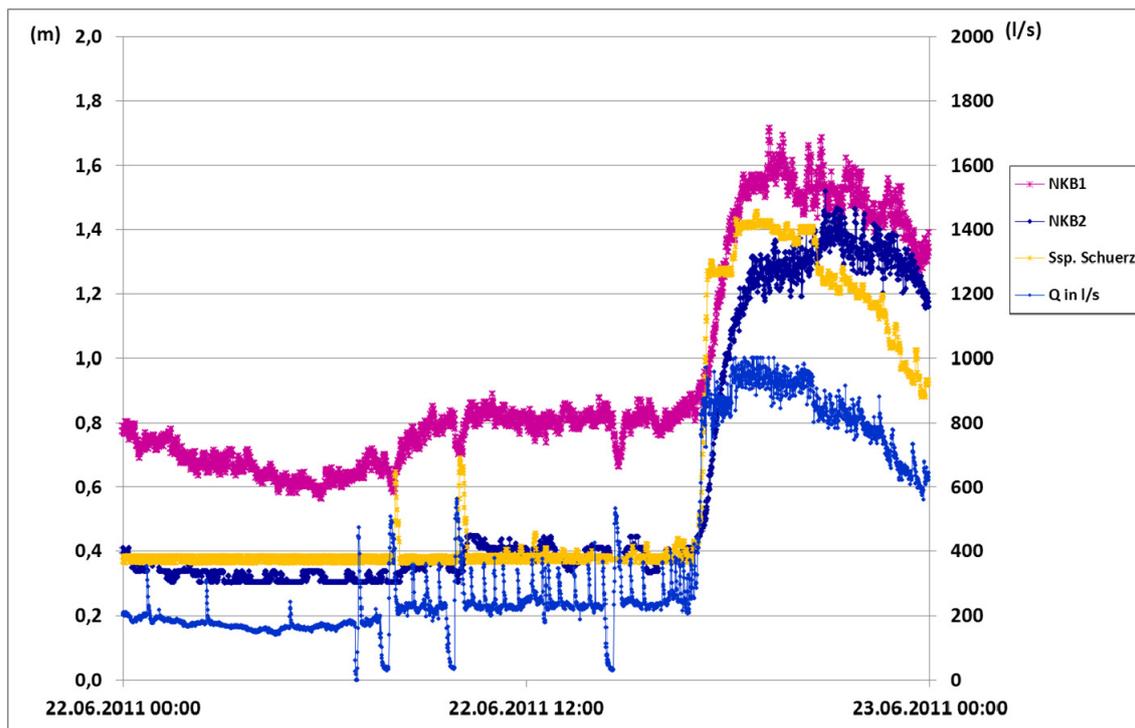


Abbildung 7: Starkregenereignis vom 22.6. bis 23.6.2011

In Abbildung 7 ist der sehr schnelle Anstieg der Abwassermenge nach Beginn des Regens ersichtlich und damit auch der Anstieg der beiden Schlamm Spiegel. Im Becken 2 (mit Tauchwand) tritt der Anstieg der Schlamm Spiegelhöhe etwas zeitverzögert auf und erreicht nicht die Höhe wie in Becken 1 (ohne Tauchwand).

Die durch das Ansteigen der Schlamm Spiegel sichtbare Verlagerung von belebtem Schlamm in die Nachklärung ist in diesem Fall besonders ausgeprägt, weil die Rücklaufschlammmenge immer konstant ist, d.h. bei Mischwasserzufluss keine Anpassung des Rücklaufverhältnisses erfolgt (das aus den Feststoffgehalten berechnete Rücklaufverhältnis schwankt zwischen 0,5 und 2,6).

### 4.3 Überlastungsversuch

Die Wettersituation war bei diesem Versuch sehr günstig. Am Vortag gab es gegen 22 Uhr ein Regenereignis und die Kläranlage wurde am Versuchstag mit ca. 900 L/s belastet. Der Zufluss lag morgens noch bei ca. 500 L/s.

Vor Versuchsbeginn betrug die Sichttiefe im Becken 1 ca. 80-90 cm und im Becken 2 ca. 160 cm. Die Tauchwand war vor dem Regenereignis von ihrer Grundstellung bei 44 cm auf 1,34 m hochgesteuert worden. Die guten Sichttiefen vor Versuchsbeginn sind durch die relativ hoch eingestellte Tauchwand erreicht worden.

Im Laufe des Versuchs regnete es und der Zufluss erhöhte sich auf über 550-600 L/s. Da der Sollwert bei 455 L/s liegt, entspricht dies einer Überlastung von ca. 25 %.

Die Überlastung konnte 90 Minuten lang, bis der Schlammabtrieb anfing, weitergeführt werden. Zuerst war ein leichter Schlammabtrieb zu erkennen. Dieser weitete sich jedoch innerhalb von ca. 10-15 Minuten sehr schnell aus und bewirkte einen kompletten Schlammabtrieb. Der Versuch wurde dann abgebrochen und die Anlage in den üblichen Betrieb gebracht.

Während des Versuchs wurden Stichproben zur Bestimmung von CSB und abfiltrierbaren Stoffe entnommen und analysiert. Die Messwerte sind aus Tabelle 2 ersichtlich.

Tabelle 2: Analysenergebnisse aus Stichproben während des Überlastungsversuchs

	Mittelwert NKB 1	Mittelwert NKB 2
AFS (mg/L)	7,5	6
CSB (mg/L)	23	19

Der Versuch hat gezeigt, dass sich die Ablaufqualität im Nachklärbecken durch die Tauchwand verbessert hat und eine hydraulische Überlastung der gesamten Anlage um mindestens 20 % ermöglicht, wenn beide Straßen mit einer Tauchwand umgerüstet werden.

Es ist jedoch auch festzuhalten, dass ein hohes Risiko von Schlammabtrieb besteht, wenn die Tauchwand bei Regenwetterbetrieb durch technische Probleme nicht aus ihrer Grundstellung herauskommt. Der Abfluss der

Schlammmassen wird dann unkontrollierbar. Für diesen Fall sind Sicherheitsüberwachungen vorzusehen und in die Alarmrichtlinien einzuarbeiten.

## **5 Zusammenfassung**

Die Ergebnisse der durchgeführten Ergebnisse von Frühjahr 2010 bis Frühjahr 2012 zeigen, dass das umgebaute Nachklärbecken auf der Kläranlage Metzingen bei allen Betriebszuständen ein sehr gutes Absetzen des belebten Schlammes ermöglicht, obwohl es nicht den Bemessungsvorschriften entspricht.

Die Werte für die abfiltrierbaren Stoffe sind im Becken 2 mit Tauchwand etwas niedriger als im Becken 1 ohne Tauchwand. Allerdings kann ein signifikanter Unterschied messtechnisch nicht ermittelt werden.

Nach dem Einbau der Tauchwand in Nachklärbecken 2 veränderte sich die Schlammspiegellage deutlich. Die Differenz der Schlamm Spiegel in Becken 1 und 2 variierte zwischen 30-65 cm. Ein Überlastungsversuch bestätigte, dass das Becken mit der Tauchwand über ca. 90 Minuten ca. 25 % hydraulisch überlastet werden kann, ohne dass Schlamm aus dem Beckenablauf abgetrieben wurde.

Die ebenfalls durchgeführten Phosphor- und CSB-Analysen zeigten nur einen geringen Vorteil des Beckens mit der eingebauten Tauchwand. Die Ergebnisse der Spurenstoffe und der mikrobiologischen Parameter im Ablauf führten zu keiner Aussage.

Das Verschließen der äußeren Ablaufkante der eingehängten Rinne führte zu keinerlei Beeinträchtigungen. Im Gegenteil, es ist keinerlei belebter Schlamm im äußeren Bereich des Nachklärbeckens zu beobachten, da die sonst auftretenden Wandeffekte nicht mehr vorhanden sind.

Im Sommer 2013 wurde aufgrund der guten Erfahrungen mit dem umgebauten Nachklärbecken auch das zweite Nachklärbecken in der Kläranlage Metzingen mit einer höhenvariablen Tauchwand ausgerüstet.

## **6 Danksagung**

Das Projekt wurde gefördert vom Umweltministerium Baden-Württemberg (jetzt: Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg), Projektpartner waren der Abwasserverband Ermstal mit Sitz in Metzingen, die iat-Ingenieurberatung GmbH und das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.

## 7 Literatur

- Antakyali und Gasse (2012): Antakyali, D.; Gasse, J.: Optimierung des Einlaufbauwerks von Nachklärbecken durch höhenvariable Tauchwände; Schlussbericht zum Projekt Nr. 271/2008 des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft des Landes Baden-Württemberg; Universität Stuttgart; Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft
- Armbruster (2002): Patent EP 1 354 614 B1, angemeldet von hydrograv GmbH
- hydrograv (2010): Untersuchung der Nachklärung der Kläranlage Metzingen; hydrograv GmbH, Mai 2010, unveröffentlicht
- Krampe (2007): Krampe, J.: Optimierung des Einlaufbereichs von Nachklärbecken durch höhenvariable Tauchwände; Universität Stuttgart; Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, 2007, unveröffentlicht
- Maier et al. (2011): Maier, W., Müller, D., Beck, F.; Meier, R.; Gasse, J.; Meyer, C.; Steinmetz, H.: Erhöhung der Leistungsfähigkeit von Nachklärbecken am Beispiel der Kläranlage Metzingen; DWA Landesverbandstagung Baden-Württemberg 2011
- Richter (1999): Offenlegungsschrift DE 197 58 360 A1, angemeldet von den Berliner Wasserbetrieben

### **Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Werner Maier

iat-Ingenieurberatung GmbH

Friolzheimer Str. 3A

D – 70499 Stuttgart

Tel.: +49 711 814 77 50

Mail: [werner.maier@iat-stuttgart.de](mailto:werner.maier@iat-stuttgart.de)

## Faulung auf kleinen Kläranlagen

Klemens Füreder, Markus Reichel, Heidemarie Schaar, Karl Svoldal

Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

**Abstract:** Anaerobe Stabilisierung (Faulung) von Klärschlamm bietet gegenüber aerober Stabilisierung den Vorteil, dass geringere Betriebskosten anfallen, da bei der biologischen Abwasserreinigung Belüftungsenergie eingespart werden kann und Schlammentsorgungskosten geringer ausfallen, da weniger Schlamm anfällt. Außerdem ist es möglich die Kapazität der Kläranlage zu erhöhen und das Faulgas energetisch zu nutzen. Unter diesen Aspekten ist es überlegenswert die Installation von Faulanlagen auf kleinen Kläranlagen zu prüfen. Im Zuge des Projekts KLARAS (Kleine Abwasserrenigungsanlagen und anaerobe Schlammstabilisierung; finanziert durch das Land Niederösterreich) wurde ein Tool entwickelt (Excel-Datei), mit dessen Hilfe eine einfache und rasche Abschätzung der Wirtschaftlichkeit möglich ist. Dieses trägt den Namen AKF (Amortisationszeit kleiner Faulanlagen). Bei dem hier vorliegenden Text handelt es sich um den Bericht über die theoretischen Grundlagen zu dem Projekt.

**Key Words:** Schlammfaulung, Wirtschaftlichkeit, Klärschlamm, Amortisation

### 1. Einleitung

#### 1.1 Hintergrund

Der Primärenergiebedarf liegt in Österreich derzeit bei ca. 6 kW pro Einwohner (Kroiss und Svoldal, 2009). Im Vergleich dazu werden für die kommunale Abwasserreinigung ca. 0,04 kW/E verbraucht (Kroiss, 2010).

Daten aus dem österreichischen Abwasserbenchmarking ([www.abwasserbenchmarking.at](http://www.abwasserbenchmarking.at)) zeigen, dass der durchschnittliche Anteil der Energiekosten an den Betriebskosten der untersuchten 81 Kläranlagen (Daten der Jahre 2003 bis 2010) 12 % beträgt. Das relative Kosteneinsparungspotenzial durch eine Optimierung des Energiemanagements und den Einsatz effizienter Verfahrenstechnik ist daher zwar gering, absolut gesehen können sich jedoch relevante Einsparungen für Gemeinden ergeben, da es sich bei Kläranlagen meist um die größten kommunalen Energieverbraucher handelt.

Die Stromregulierungsbehörde E-Control prognostiziert für die nächsten Jahre einen Anstieg des Strompreises um 20 bis 25 % (<http://oe1.orf.at/artikel/308157>). Aufgrund dieses Anstiegs und auch staatlicher Förderungen für erneuerbare Energieträger spielt das Thema Energie für die Abwasserreinigung eine immer bedeutendere Rolle (Kroiss und Svardal, 2009). Zusätzlich zum effizienten Energieeinsatz wird immer mehr Fokus auf die Identifikation von Einsparungspotentialen beim Energiebedarf gesetzt. Dies führt dazu, dass Kläranlagenbetreiber vermehrt unter Druck stehen, diese Energieeinsparungspotenziale zu erheben und dementsprechende Maßnahmen umzusetzen, ungeachtet dessen, dass diese z.T. mit einer langen Amortisationszeit verbunden sind (Svardal, 2010).

Neben einem optimierten Kläranlagenbetrieb hat auch die Verfahrenskonzeption der Klärschlammbehandlung bzw. -stabilisierung einen wesentlichen Einfluss auf den Energieverbrauch von Kläranlagen. Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung verbrauchen verfahrensbedingt mehr Energie als Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung (Schlammfäulung).

Die Tatsache, dass bei zahlreichen kleinen bis mittleren Kläranlagen (< 40.000 EW) eine meist mit einem Neu-/Umbau verbundene Anpassung an den Stand der Technik erforderlich ist und die Diskussion, dass die Grenzen für einen wirtschaftlichen Einsatz einer Fäulung sinken (Schmitt *et al.*, 2010; 2011), führen zu der Überlegung, ob im Zuge der Anpassung ein Umstieg von aerober auf anaerobe Schlammstabilisierung/der Bau einer Fäulung erfolgen soll. Diese Entscheidung kann nur basierend auf nachvollziehbaren Entscheidungsgrundlagen gefällt werden.

In einer vom Land Niederösterreich finanzierten Studie (KLARAS, Füreder *et al.* 2012) wurde die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes von Schlammfäulungsanlagen auf kleinen und mittleren kommunalen Kläranlagen bei unterschiedlichen Voraussetzungen geprüft. Im Fokus der Überlegungen standen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße zwischen 2.000 und < 40.000 EW.

Ausgehend von theoretischen Grundlagen und von realen Erfahrungswerten wurden in dieser Studie die Vor- und Nachteile einer anaeroben Schlammstabilisierung erörtert. Zur Überprüfung der Sinnhaftigkeit und Wirtschaftlichkeit wurde ein Berechnungsmodell (**AKF** Amortisationszeit kleiner Fäulanlagen) in Form eines Excel-Tools entwickelt.

## 2. Methodik

Die zur Zielerreichung angewendeten Methoden umfassen Literaturrecherche, Datenauswertung und die Entwicklung eines Excel-Tools/Berechnungsmodells als Entscheidungshilfe für den Umstieg.

In der Literaturrecherche wurden die theoretischen Grundlagen für die zwei hauptsächlich angewendeten Verfahren zur Klärschlammstabilisierung sowie ihr Einfluss auf relevante Parameter erhoben.

Um die theoretischen Grundlagen mit praktischen Zahlen zu untermauern, wurden Daten repräsentativer Kläranlagen (< 40.000 EW) des österreichischen Abwasserbenchmarkings ([www.abwasserbenchmarking.at](http://www.abwasserbenchmarking.at)) ausgewertet. Wenn Daten einer Kläranlage über mehrere Jahre vorlagen, wurde ein Mittelwert gebildet. Es wurden jeweils sieben Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung und sieben mit anaerober Schlammstabilisierung gewählt und verglichen. Die Auslastung der Kläranlagen schwankte zwischen 7.000 und 18.000 EW (aerobe Schlammstabilisierung) bzw. 14.000 und 39.000 EW (Faulung).

Weiters wurden Daten aus der KAN-Erhebung zur Klärschlammmentwässerung ausgewertet (Svardal und Valkova, 2012).

Ein weiterer, von diesem Bericht unabhängiger Teil der Machbarkeitsstudie umfasst die Entwicklung eines Berechnungsmodells als Entscheidungsgrundlage für einen Umstieg auf Faulung. Das Excel-Tool *AKF* (Amortisationszeit kleiner Faulanlagen) basiert auf der Eingabe einfacher, kläranlagenspezifischer Daten und Investitionskosten. Letztere werden entweder von einem Planer zur Verfügung gestellt oder vom Betreiber abgeschätzt. Details zur Dateneingabe werden im zugehörigen Benutzerhandbuch erläutert.

## 3. Theoretische Grundlagen der Klärschlammstabilisierung

In diesem Kapitel werden die theoretischen Grundlagen der Klärschlammstabilisierung dargestellt. Der Fokus liegt dabei auf den in der Praxis hauptsächlich angewendeten Verfahren.

### 3.1 Ziele der Schlammstabilisierung

Lt. DWA-Merkblatt-M 368 (2003) werden unter dem Begriff Stabilisierung Verfahren der Schlammbehandlung zur weitgehenden Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen und der organischen Schlammfeststoffe verstanden. Die Stabilisierung von Klärschlamm ist somit eine zentrale

Grundoperation der Klärschlammbehandlung und hat die Überführung von Klärschlamm in einen fäulnisunfähigen Zustand zum Hauptziel.

Zusätzlich zur Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen werden im DWA-Merkblatt-M 368 die folgenden Nebenziele der Schlammstabilisierung genannt:

- Verringerung der Schlamm-/Feststoffmenge
- Verbesserung der Entwässerbarkeit des Schlammes
- Verminderung von Krankheitserregern
- Gewinnung von Biogas (nur bei anaerober Stabilisierung)

Für nähere Ausführungen zum Hauptziel und den Nebenzielen mit Ausnahme der Verminderung von Krankheitserregern, siehe Kapitel 3.3.

### 3.2 Verfahren der Schlammstabilisierung

Im Wesentlichen werden in der Praxis hauptsächlich zwei Verfahren der biologischen Klärschlammstabilisierung angewendet. Die Ausführungen dieses Berichtes beziehen sich in weiterer Folge nur auf diese Verfahren:

- Simultane aerobe Schlammstabilisierung
- Anaerobe Schlammstabilisierung (mesophile Schlammfäulung)

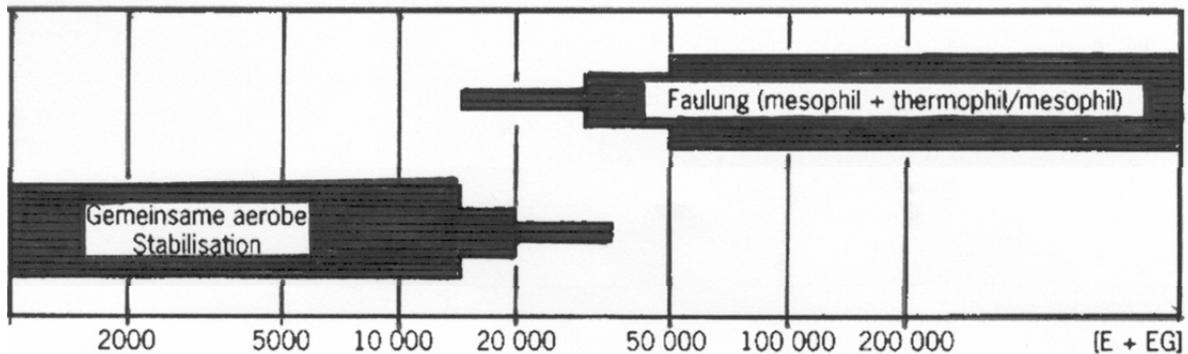


Abbildung 1: Empfohlene Einsatzbereiche für biologische Verfahren der Klärschlammstabilisierung in Abhängigkeit der Ausbaugröße (modifiziert nach DWA-M 368). E+EG = EW.

Abbildung 1 zeigt die empfohlenen Einsatzbereiche für die simultane (gleichzeitige/gemeinsame) aerobe Stabilisierung und die mesophile Fäulung. Es wird deutlich, dass beide Verfahren unterschiedliche Einsatzbereiche haben, Überschneidungsbereiche jedoch auftreten. Gemäß dem Stand der Fachdiskussion (DWA-M 368) ist für Kläranlagen mit der Ausbaugröße von weniger als ca. 10.000 EW die simultane aerobe Stabilisierung und für Anlagen mit mehr als 50.000 EW die Schlammfäulung das Verfahren der Wahl. Im

Bereich zwischen ca. 10.000 und 50.000 EW erscheint es notwendig, einen differenzierten, projektbezogenen Verfahrensvergleich durchzuführen.

Die wesentlichen Merkmale dieser zwei Verfahren werden im Folgenden beschrieben.

### 3.2.1 Simultane aerobe Schlammstabilisierung

Die aerobe Schlammstabilisierung wird hauptsächlich auf kleinen bis mittleren Kläranlagen angewendet. Für Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung inkl. Stickstoffentfernung wird im DWA-A 131 (Regelwerk für die Bemessung einstufiger Belebungsanlagen) eine Zulaufkraft zum Belebungsbecken von bis zu 1.200 kg BSB<sub>5</sub>/d vorgegeben. Bei einer einwohnerspezifischen BSB-Fracht von 60 g/EW/d entspricht dies 20.000 EW.

Bei der simultanen aeroben Schlammstabilisierung wird der Klärschlamm im Zuge der biologischen Abwasserreinigung im Belebungsbecken stabilisiert, weshalb i.d.R. kein Vorklärbecken vorhanden ist. Da die Stabilisierung simultan zur biologischen Abwasserreinigung erfolgt, müssen die Voraussetzungen für beide Prozesse (Abwasserreinigung und Schlammstabilisierung) gegeben sein. Ein wesentlicher Betriebsparameter hierfür ist das Schlammalter. Für die gesetzlich vorgeschriebene Reinigungsleistung von Kläranlagen > 5.000 EW (Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung) ist lt. DWA-A 131 ein Schlammalter von bis zu 20 Tagen ( $V_D/V_{BB} = 0,5$ ;  $T = 10\text{ °C}$ ;  $B_{d,BSB,Z} = 1.200\text{ kg/d}$ ) notwendig. Der Prozess der simultanen Schlammstabilisierung erfordert zusätzliches Schlammalter, um das organische Substrat (CSB) im Klärschlamm abzubauen.

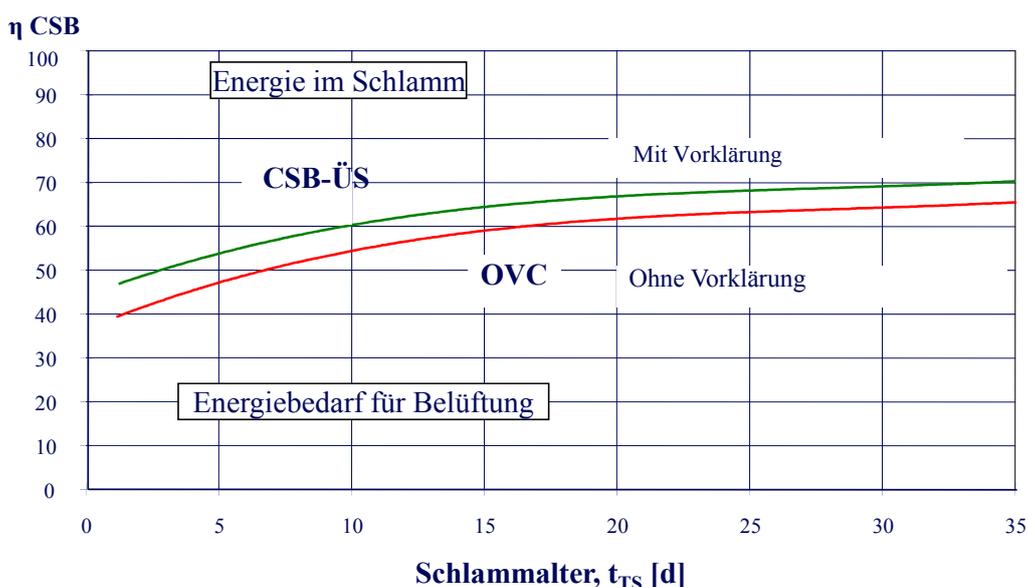


Abbildung 2: Einfluss des Schlammalters auf die CSB-Bilanz (Nowak und Svardal, 1989).  
 ÜS: Überschussschlamm, OVC: Sauerstoffverbrauch für Kohlenstoffabbau.

Der CSB-Abbau ( $\eta$  CSB) erfolgt über zwei Pfade; zum einen wird CSB in den Überschussschlamm eingebaut (CSB-ÜS) und zum anderen wird er unter Sauerstoffverbrauch abgebaut, d.h. veratmet (OVC, Sauerstoffverbrauch für Kohlenstoffabbau). Diese beiden Pfade laufen parallel ab und die Verteilung wird maßgeblich durch das Schlammalter geprägt, s. Abbildung 2.

Umso höher das Schlammalter ist, desto geringer ist die Überschussschlammproduktion (CSB-ÜS) und desto mehr CSB wird veratmet. Da die Schlammstabilisierung durch Veratmung der organischen Substanz (OVC) erfolgt, ist sie untrennbar mit Energiebedarf für die Belüftung verbunden. Da es sich um einen aeroben Prozess handelt, ist das aerobe Schlammalter und nicht das gesamte Schlammalter maßgeblich für den Grad der Stabilisierung, s. Kap. 3.3.2.

### 3.2.2 Anaerobe Schlammstabilisierung

In der Praxis wird das Verfahren der anaeroben Klärschlammstabilisierung (Schlammfäulung) bislang erst ab einer bestimmten Ausbaugröße (ca. 40.000 EW, DWA-M 368) betrieben. Die organischen Inhaltsstoffe des Klärschlammes werden im Faulbehälter bei ca. 35-38 °C abgebaut. Die theoretisch notwendige Faulzeit (Schlammalter) liegt bei 15 Tagen, während in der Praxis > 20 Tage empfohlen werden um eine bessere Stabilisierung zu erreichen und betriebliche Schwankungen auszugleichen. Das Schlammalter im Belebungsbecken ist im Vergleich zur aeroben Stabilisierung niedriger, da die Stabilisierung im Faulbehälter erfolgt.

Der CSB, der während der biologischen Abwasserreinigung im Überschussschlamm gespeichert wurde (CSB-ÜS; Abbildung 2), wird beim anaeroben CSB-Abbau in Faulgas umgewandelt, das zu etwa zwei Drittel aus Methan und einem Drittel aus CO<sub>2</sub> besteht. Wird dieses Faulgas genutzt, kann elektrische und thermische Energie gewonnen werden. Dies zeigt den maßgebenden Unterschied zwischen aerober Schlammstabilisierung, wo Energie für die Belüftung benötigt wird, und anaerober Stabilisierung, wo Energie gewonnen werden kann.

Es ist zu beachten, dass die Bemessungsgröße für die Abwasserreinigung und die Schlammbehandlung nicht unbedingt übereinstimmen müssen, d.h. für die Abwasserreinigung ist unter Umständen ein anderer Bemessungswert als für die Schlammbehandlungsanlage sinnvoll. Dies kann z.B. in Weinbaugebieten der Fall sein, wo kurzzeitige Stoßbelastungen für die Abwasserreinigung kleiner Kläranlagen zwar relevant, für die Auslegung der Schlammbehandlung jedoch nicht unbedingt maßgeblich sind.

### 3.3 Auswirkung der Wahl der Schlammstabilisierung

In diesem Kapitel werden die Auswirkungen des Stabilisierungsverfahrens (aerob vs. anaerob) auf verschiedene Prozesse, Prozessergebnisse und –ressourcen dargestellt:

- Energieverbrauch für die Belüftung
- Stabilität des Klärschlammes
- Schlammanfall
- Entwässerbarkeit und Schlamm Entsorgungskosten
- Faulgasproduktion

#### 3.3.1 Energieverbrauch für die Belüftung

Lt. Daten des österreichischen Abwasserbenchmarking liegt der durchschnittliche Anteil der Energiekosten an den Gesamtbetriebskosten bei 16 % und schwankt je nach Kläranlagengröße zwischen 8 und 20 % (Lindtner und Haslinger, 2012).

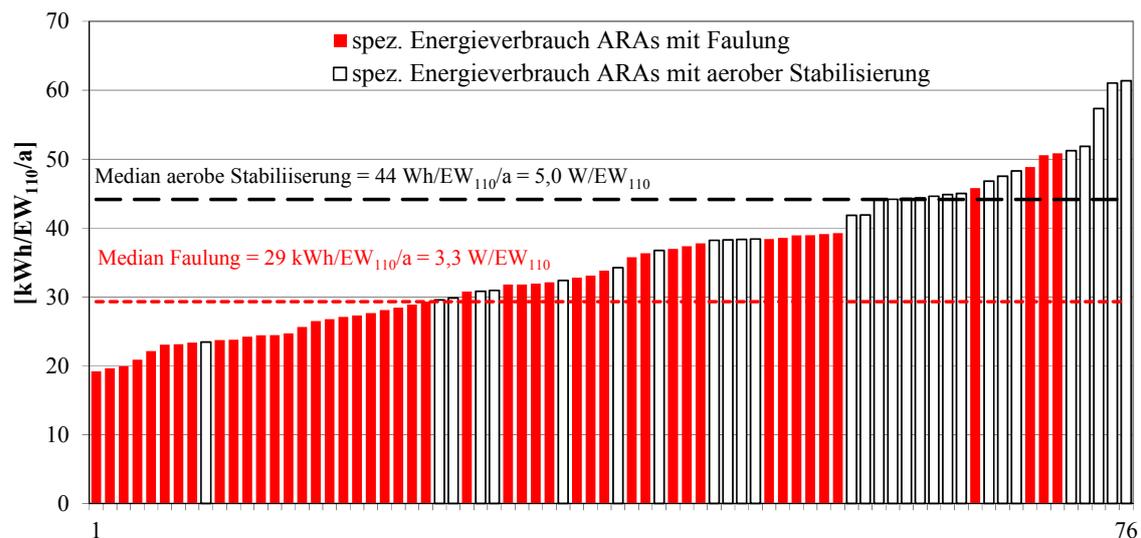


Abbildung 3: Spezifischer Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen (Lindtner und Haslinger, 2012). Datenbasis: 76 Kläranlagen aus der Benchmarkingperiode 2003 bis 2010 (Mittelwerte bei Anlagen, die mehrfach teilgenommen haben; Basis: 110 g CSB/EW/d)

Abbildung 4 zeigt den spezifischen Energieverbrauch von 76 Kläranlagen (Daten der Jahre 2003 bis 2010 des österreichischen Abwasserbenchmarking), unterteilt in Kläranlagen (ARAs) mit aerober und anaerober Stabilisierung (Faulung). Der Median der Anlagen mit Faulung liegt mit 29 kWh/EW/a deutlich unter jenem für aerobe Stabilisierung (44 kWh/EW/a), was auf den verfahrensbedingt höheren Energieverbrauch für die Belüftung zur aeroben Stabilisierung zurückzuführen ist.

Der spezifische Energieverbrauch gruppiert nach Kläranlagengröße und Art der Stabilisierung ist in Abbildung 5 dargestellt. Die Grafik zeigt sowohl den Unterschied zwischen aerober und anaerober Klärschlammstabilisierung als auch die degressive Entwicklung des Energieverbrauchs mit zunehmender Kläranlagengröße. Diese Entwicklung ist dadurch bedingt, dass größere Anlagen effizienter betrieben werden können. Große Kläranlagen (> 50.000 EW) mit Faulung weisen den geringsten Energieverbrauch auf.

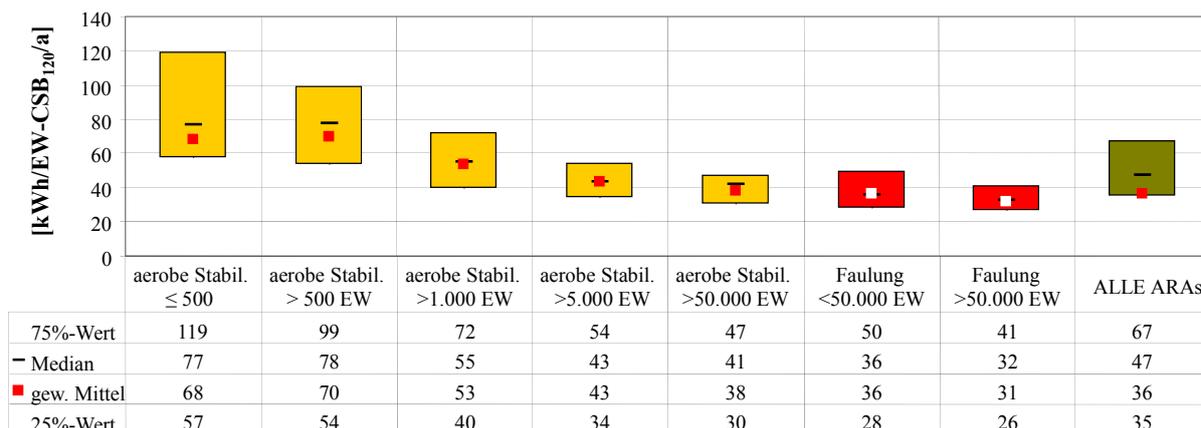


Abbildung 5: Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen in Abhängigkeit der Ausbaugröße und der Art der Stabilisierung (Lindtner, 2012)

Betrachtet man den Energieverbrauch einer Kläranlage auf Prozessebene, entfallen ca. 60-70 % des Energieverbrauchs auf die mechanisch-biologische Abwasserreinigung (Belebungsbecken, Vor- und Nachklärung; Belüftung, Rührwerke, Pumpen), wobei der Energiebedarf für die Belüftung dominiert (Lindtner, 2008).

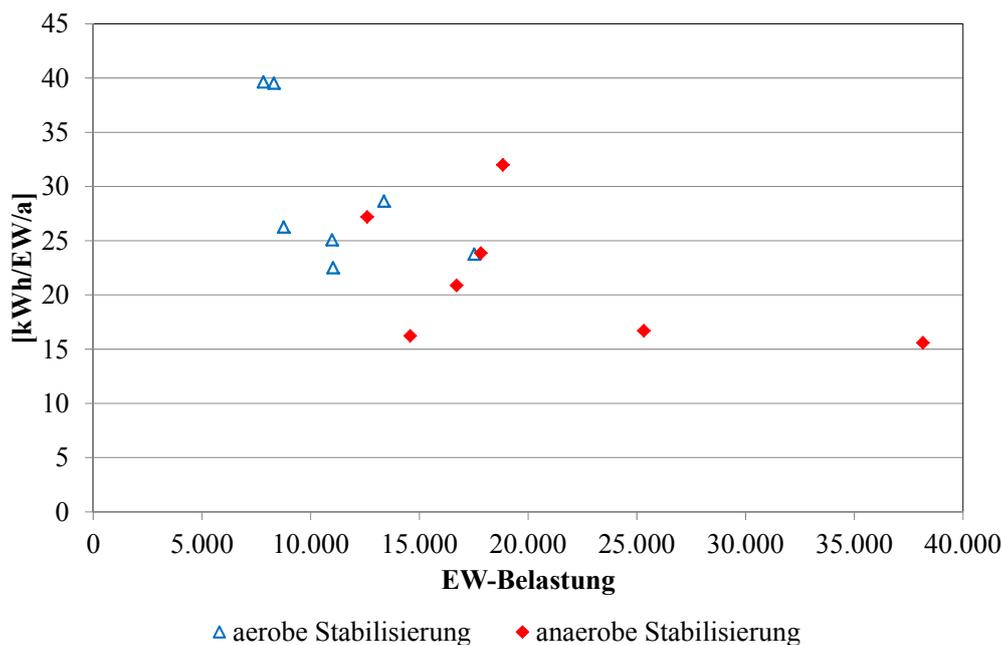


Abbildung 6: Spezifischer Energieverbrauch der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung aerob und anaerob stabilisierender Kläranlagen

In Abbildung 5 ist der spezifische Energieverbrauch von jeweils sieben Kläranlagen mit aerober und anaerober Schlammstabilisierung dargestellt (Daten aus dem österreichischen Abwasserbenchmarking).

Ein Unterschied der beiden Stabilisierungsverfahren ist erkennbar; aerob stabilisierende Kläranlagen verbrauchen tendenziell mehr Energie als Kläranlagen mit Schlammfaulung. Die Streuung der Werte innerhalb der Gruppe ist jedoch hoch und die Unterschiede zwischen den beiden Verfahren sind geringer als aufgrund der theoretischen Grundlagen angenommen. Ein möglicher Grund dafür liegt in der Betriebsführung bzw. Betriebsoptimierung. Zum einen weisen Kläranlagen mit Schlammfaulung ein höheres Schlammalter ( $t_{TS}$ ) auf als es für das Reinigungsziel (Stickstoffentfernung) erforderlich ist, zum anderen ist das Schlammalter in aerob stabilisierenden Anlagen oft zu gering, sodass der Klärschlamm nicht ausreichend stabilisiert ist.

### 3.3.2 Stabilität des Klärschlamm

Das Überführen des Klärschlamm in einen fäulnisunfähigen Zustand, gleichbedeutend mit einer ausreichenden Stabilisierung stellt das Hauptziel der Klärschlammstabilisierung dar (DWA-M 368).

Um einen Klärschlamm als ausreichend stabilisiert auszuweisen, fehlt bis dato eine allgemein anerkannte Definition für stabilisierten Schlamm. Weder die spezifische Überschussschlammproduktion noch der Glühverlust lassen Rückschlüsse auf den Stabilisierungsgrad von Klärschlamm zu. Als geeigneten Indikator für Stabilisierung schlägt Nowak (2002) den spezifischen Sauerstoffverbrauch, d.h. die Atmungsaktivität vor. Unterschreitet der spezifische Sauerstoffverbrauch bei 20 °C einen Wert von 2-2,5 mg O<sub>2</sub>/g oTS/h, kann davon ausgegangen werden, dass der Klärschlamm ausreichend stabilisiert ist.

Untersuchungen am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft (IWAG) zeigten, dass aerob stabilisierter Klärschlamm oft nur unzureichend stabilisiert ist. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das notwendige aerobe Schlammalter häufig nicht eingehalten wird.

Das aerobe Schlammalter ist ein wesentlicher Parameter für die aerobe Schlammstabilisierung, da die Aktivität von Belebtschlamm unter anoxischen Bedingungen deutlich geringer ist (Nowak, 2002). Im DWA-A 131 wird für Anlagen mit Schlammstabilisierung einschließlich Stickstoffelimination ein Bemessungsschlammalter von 25 d angegeben. 25 d Bemessungsschlammalter lassen jedoch keinerlei Aussage über das aerobe Schlammalter zu.

Das aerobe Schlammalter birgt v.a. zwei Schwierigkeiten. Zum einen würde das Bemessungsschlammalter bei der geforderten Stickstoffentfernung von 70 % für eine Schlammstabilisierung ausreichen, der steigende Anspruch auf Energieeffizienz, verbunden mit der Einsparung von Belüftungszeiten führt jedoch trotz Steigerung der Stickstoffentfernung dazu, dass die Stabilisierung nicht mehr gewährleistet werden kann. Zum anderen ist die Überwachung des aeroben Schlammalters nicht trivial (Größe der aeroben Zonen im Umlaufbecken, etc.).

Aus diesem Grund wird für eine ausreichende Stabilisierung besonders bei steigendem  $V_D/V_{BB}$  ein Schlammalter von  $> 25$  d empfohlen.

### 3.3.3 Schlammanfall

Die Verringerung der Schlamm- bzw. Feststoffmenge stellt eines der Ziele der Schlammstabilisierung dar, s. Kap. 3.1.

Mit steigendem Grad an Stabilisierung wird mehr an organischen Inhaltsstoffen abgebaut, was zu einer Verringerung der Schlammmenge führt. Für die aerobe Schlammstabilisierung wird dies in Abbildung 2 ersichtlich, d.h. je niedriger das Schlammalter, desto mehr CSB wird in den Überschussschlamm eingebaut und desto höher ist der Schlammanfall.

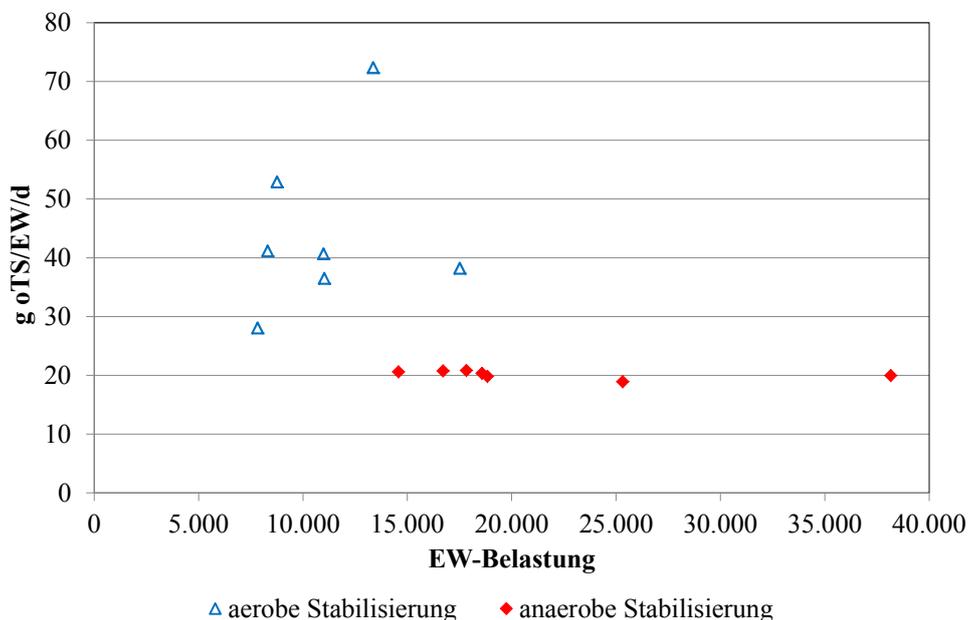


Abbildung 7 Vergleich des spezifischen Schlammanfalls von aerob und anaerob stabilisierenden Kläranlagen als organische Trockensubstanz (oTS)

Der Schlammanfall der ausgewerteten kleinen/mittleren Kläranlagen aus dem Benchmarking ist in Abbildung 8 dargestellt. Es zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Kläranlagen mit aerober und anaerober Stabilisierung. Die Kläranlagen mit Faulung haben durchwegs eine geringere

spezifische oTS-Fracht von ca. 20 g oTS/EW/d, was darauf zurückzuführen ist, dass die organische Substanz deutlich besser abgebaut wird. Im Gegensatz dazu schwankt der Schlammanfall der aerob stabilisierenden Anlagen zwischen 25 und 75 g oTS/EW/d.

Dies wirkt sich deutlich auf die Kosten für die Schlamm Entsorgung aus, die gemäß Abwasserbenchmarking im Mittel (81 Kläranlagen  $\geq 10.000$  EW) bei 18 % der Betriebskosten liegen (Lindtner, 2012). Die spezifischen Schlamm Entsorgungskosten sind von der Kläranlagengröße unabhängig.

### 3.3.4 Entwässerbarkeit und Schlamm Entsorgungskosten

Die Verbesserung der Entwässerbarkeit stellt ein weiteres Ziel der Klärschlammstabilisierung dar, s. Kap. 3.1.

Generell weisen anaerob stabilisierte Klärschlämme eine bessere Entwässerbarkeit auf als aerob stabilisierte. Grund dafür ist der höhere mineralische Anteil im ausgefaulten Klärschlamm, was auf die bessere Stabilisierung zurückzuführen ist.

Aus der KAN-Erhebung zur Klärschlamm Entwässerung (Svardal und Valkova, 2012) geht hervor, dass der Median (84 aerob und 101 anaerob stabilisierte Schlämme) der Trockensubstanz über alle Entwässerungsverfahren (Kammerfilterpresse mit Polymer, Schneckenpresse, Siebbandpresse und Zentrifuge) bei anaerob stabilisierten Schlämmen knapp 2 %-Punkte höher liegt.

Die Verbesserung der Entwässerbarkeit führt neben der Verringerung des Schlammanfalls zu einer weiteren Volumenreduktion und hat somit einen direkten Einfluss auf die Schlamm Entsorgungskosten.

### 3.3.5 Faulgasproduktion

Tabelle 1 Mittlerer spezifischer Biogasanfall in Abhängigkeit vom Reinigungsverfahren (Geyer und Lengyel, 2008; DWA-M 363). Schwankungsbereiche ca. +/- 25 %.

Vorklärung	Biologie	Spezifischer Gasanfall [l/EW/d]
groß	2-stufig; tTS, 1.Stufe = 1 - 2d	25
groß	tTS = 8 d / N	21
groß	tTS = 15 d / N / DN	18
klein	tTS = 15 d / N / DN	14
-	tTS = 15 d / N / DN	8
-	tTS = 25 d / aerobe Stab.	5

Tabelle 1 zeigt den mittleren Biogasanfall in Anhängigkeit des Reinigungsverfahrens. Die Vorklärung hat aufgrund des energiereichen Primärschlammes eine deutliche Auswirkung auf den Gasertrag. Ein weiterer Einflussfaktor ist das Schlammalter im Belebungsbecken (Biologie), da mit zunehmendem Schlammalter mehr organisches Substrat veratmet wird und somit nicht mehr in Methan umgewandelt werden kann, vgl. Abbildung 2.

## 4. Änderung des Schlammstabilisierungsverfahrens

Einleitend werden hier nochmals Schlussfolgerungen gezogen, die sich aus den theoretischen Grundlagen ableiten lassen.

Der deutliche Unterschied beim Energieverbrauch für die mechanisch-biologische Abwasserreinigung der beiden Stabilisierungsverfahren zeigt sich nur bei optimiertem Betrieb. Die Diskrepanz zwischen Theorie und Praxis ist auf das eingestellte Schlammalter in der Biologie zurückzuführen. Werden Kläranlagen mit Schlammfäulung mit höherem Schlammalter, als für das Reinigungsziel notwendig, betrieben, führt dies zu einem geringeren Faulgasanfall, da das organische Substrat schon im Belebungsbecken abgebaut wurde. Im Gegensatz dazu führt ein zu niedriges aerobes Schlammalter bei Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung zu unzureichender Stabilität des Klärschlammes, was in weiterer Folge bei längerer Lagerung zu massiven Geruchsbelästigungen führen kann. Tritt dieser Fall ein, kann verfahrenstechnisch (im Belebungsbecken) zwar rasch reagiert werden, bis sich die gewünschte Wirkung einstellt, vergeht jedoch eine gewisse Zeit, da die Geruchsbelästigungen vom gelagerten Schlamm ausgehen.

Der deutliche Unterschied beim Schlammanfall stellt einen nicht zu vernachlässigenden Kostenfaktor dar und wird durch die bessere Entwässerbarkeit des Faulschlammes verstärkt.

### 4.1 Ausgangssituation und Randbedingungen

Überlegungen zum Umstieg auf anaerobe Klärschlammstabilisierung sind immer vor dem Hintergrund der Ausgangssituation und der standortspezifischen Randbedingungen zu sehen. Zu allererst ist daher die Ausgangssituation zu klären, wobei zwischen folgenden Varianten unterschieden werden kann:

- Neuerrichtung einer Kläranlage
- Sanierung/Anpassung an den Stand der Technik
- Ersatz der aeroben Stabilisierung durch eine Fäulung statt Erweiterung der Belebung

Die letzte Variante rührt daher, dass durch die Verlagerung der Stabilisierung in den Faulbehälter ein geringeres Schlammalter in der Biologie erforderlich ist und dadurch Kapazität für die Kläranlage gewonnen wird. Dies ist v.a. für überlastete Kläranlagen oder für den Fall einer geplanten Erweiterung, z. B. durch Anschluss einer Siedlung oder eines Gewerbeparks, interessant.

Zusätzlich zur Ausgangssituation sind diverse Randbedingungen zu beachten, da sie die Entscheidung maßgebend beeinflussen können:

- Bau eines Vorklärbeckens
- Gasverwertung
- Standort Kläranlage

Der Bau einer Vorklärung hat zwar einen positiven Einfluss auf die Gasausbeute (siehe Tabelle 1), wirkt sich jedoch nachträglich auf die Behandlung des stickstoffreichen Trübwassers aus. Durch die Entfernung des organischen Kohlenstoffs wird Denitrifikationssubstrat entnommen, was den Betrieb einer separaten Trübwasserbehandlung erforderlich machen kann. Prinzipiell wird der Bau eines Vorklärbeckens nur im Fall einer Faulgasnutzung bzw. einer Überlastung der Kläranlage empfohlen, wenn dadurch die benötigte Kapazitätserweiterung gegeben ist. Sowohl Platzreserven als auch die Baukosten sind zu berücksichtigen.

Die Wahl einer Gasverwertung ist im Wesentlichen von der Wirtschaftlichkeit abhängig, die wiederum von der Größe beeinflusst wird. Daher sollte in jedem Fall abgeklärt werden, ob die Kläranlage eine eigene Gasverwertungsschiene betreibt oder ob sich Synergien ergeben, d.h. das Gas in der Industrie oder gemeinsam mit anderen Kläranlagen genutzt werden kann. Abnehmer für Wärme, z. B. Fernwärme oder Gärtnereien (Gewächshaus) und die Möglichkeit der Cofermentation (sofern Co-Substrat vorhanden ist) sind weitere relevante Randbedingungen.

Der Standort Kläranlage ist dann von Relevanz, wenn Geruchsprobleme durch unzureichende Stabilität des Klärschlammes unbedingt vermieden werden sollten (Beispiel Tourismusgebiet).

## **4.2 Vor- und Nachteile eines Umstiegs auf Schlammfaulung**

Bei der Errichtung einer Faulung anstelle einer aeroben Schlammstabilisierung ist mit folgenden Vorteilen zu rechnen:

- Niedrigere Betriebskosten
  - Einsparungspotential bei Belüftungsenergie
  - Einsparungspotential bei Schlammtransportkosten (geringerer Schlammanfall und bessere Entwässerbarkeit)

- Kapazitätserweiterung der Kläranlage (durch geringeres Schlammalter in Belebung)
- Energiegewinn bei Faulgasnutzung (elektrisch, thermisch) und folglich teilweise Eigenstromabdeckung
- Möglichkeit der Nutzung von Co-Substraten
- Bessere Stabilisierung (keine Geruchsbelästigung)
- Geringeres spezifisches Belebungsbeckenvolumen

Gleichzeitig ergeben sich bei der Errichtung einer Faulung auch Nachteile:

- Höhere Investitionskosten
- Komplexere Verfahrenstechnik
- Betrieb einer etwaigen Faulgasnutzung
- Überwachungsaufwand steigt durch zusätzlichen Prozess;  
aus dem Benchmarking kann abgeleitet werden, dass eine Faulung einen Mehraufwand von 5 bis 10 % beim Personal verursacht
- Stickstoffrückbelastung

## **5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen**

Die Tatsache, dass Kläranlagen mit steigender Größe wirtschaftlicher werden, muss jeder Betrachtung zugrunde liegen; die degressive Entwicklung der spezifischen Kosten mit zunehmender Kläranlagengröße ist in den öffentlichen Berichten zum österreichischen Abwasserbenchmarking dargestellt ([www.abwasserbenchmarking.at/home/berichte/](http://www.abwasserbenchmarking.at/home/berichte/)).

Aussagen über die Wirtschaftlichkeit einer Schlammfaulung für kleine bis mittlere Kläranlagen mit exakten Grenzen sind nicht möglich.

Sinnhaftigkeit und Wirtschaftlichkeit sind somit für jede Kläranlage im Einzelfall zu prüfen, wobei die Ausgangssituation und die Randbedingungen in die Bewertung mit einbezogen werden müssen.

Prinzipiell kann aus der Projektbearbeitung geschlossen werden, dass der Bau einer Faulung bei kleinen Kläranlagen ohne sonstigen Handlungsbedarf i. d. R. nicht wirtschaftlich ist. Beispiel für einen solchen Handlungsbedarf wäre eine Anpassung bzw. Sanierung einer Kläranlage. Da der Umstieg auf anaerobe Schlammstabilisierung in einer Kapazitätserhöhung der Kläranlage resultiert, kann dies von Relevanz sein, wenn sich Anlagen dadurch eine Erweiterung ersparen.

Weitere, nicht monetär bewertbare Randbedingungen sind die Einhaltung einer gesicherten Schlammstabilisierung durch eine Faulung und damit die Vermeidung

von Geruchsproblemen sowie der Bedarf an Wärme (Nutzung der thermischen Energie aus der Faulgasverwertung).

Der politische Wille hinsichtlich der Nutzung von Einsparungspotentialen bei der kommunalen Abwasserreinigung kann ebenso einen bedeutenden Faktor darstellen. Der prognostizierte Anstieg des Strompreises und die mit einem Umstieg auf Faulung verbundene Einsparung an Belüftungsenergie können dies zusätzlich forcieren. Im Fall einer Faulgasnutzung kann außerdem der externe Energiebedarf der Anlage über Eigenstromabdeckung gesenkt werden. Ein zusätzliches Kriterium für die Nutzung des Faulgases ist die Entwicklung des Ökostrom-Einspeisetarifes für Klärgas, der derzeit bei 6 €cent/kWh liegt (BGBl. II Nr. 471/2011).

Der geringere Schlammanfall und die verbesserte Entwässerbarkeit stellen in Verbindung mit der Dominanz der Reststoffentsorgungskosten an den Betriebskosten einer Kläranlage ein hohes Einsparungspotential einer anaeroben Klärschlammstabilisierung dar.

All diese Größen fließen in das Berechnungsmodell AKF ein. Ein wesentlicher Output des Modells ist die dynamische Amortisationszeit, die eine anschauliche und nachvollziehbare Hilfe für die Entscheidungsträger darstellt.

## **6. Literaturverzeichnis und verwendete Unterlagen**

- BGBl. II Nr. 471/2011. 471. Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend, mit der Preise für die Abnahme elektrischer Energie aus Ökostromanlagen auf Grund von Verträgen festgesetzt werden, zu deren Abschluss die Ökostromabwicklungsstelle im Jahr 2012 verpflichtet ist (Ökostromverordnung 2012 - ÖSVO 2012), 30. Dezember 2011.
- DWA-A 131. Bemessung einstufiger Belebungsanlagen, Mai 2000.
- DWA-M 363. Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen. Merkblatt der DWA, November 2010.
- DWA-M 368. Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Merkblatt der DWA, April 2003.
- Füreder, K., Reichel M., Schaar, H., Svoldal, K. (2012) KLARAS Einsatz von Schlammfaulanlagen auf kleinen und mittleren kommunalen Kläranlagen – Grenzen der Wirtschaftlichkeit, Machbarkeitsstudie. Inst. f. Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- Geyer, W. und Lengyel, A. (2008). BHKWs - Auslegung, Gesamtkosten und Optimierungsmöglichkeiten. Betriebsoptimierung von Kläranlagen – Betriebsmittel und Energie, Linz, 21. Mai 2008, ÖWAV.
- Kroiss, H. (2010). Bedeutung des Energieverbrauches von Abwasseranlagen. Energiemanagement in der Abwasserwirtschaft, Linz, 13. Oktober 2010.

- Kroiss, H. und Svardal, K. (2009). Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 61(11): 170-177.
- Lindtner, S. (2008). Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen. Ingenieurbüro k2W. April 2008.
- Lindtner, S. (2012). Energiekonzepte für kommunaler Kläranlagen - Potentiale und Praxisbeispiele. Energieoptimierung und -gewinnung für siedlungswasserwirtschaftliche Anlagen, Graz, 27. Februar 2012, Ziviltechniker-Forum für Ausbildung, Berufsförderung und Öffentlichkeitsarbeit.
- Lindtner, S. und Haslinger, J. (2012). Stand und Zukunft des Benchmarkings auf österreichischen Kläranlagen. Wiener Mitteilungen 226: 77-102.
- Nowak, O. (2002). Schlammbehandlung bei Anlagen ohne mesophile Schlammfäulung. Wiener Mitteilungen 177b: 29-76.
- Nowak, O. und Svardal, K. (1989). Biologische Abwasserreinigung. ÖWWV-Fortbildungskurs, TU Wien. Wiener Mitteilungen 81: G1-G55.
- Schmitt, T. G., Gretschel, O., Hansen, J. und K., S. (2010). Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation in Rheinland-Pfalz - NAWaS - Modul 1: Grundlegende Untersuchungen. Zentrum für innovative Abwassertechnologien tectraa. 5.10.2010.
- Schmitt, T. G., Gretschel, O., Hansen, J. und K., S. (2011). Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation in Rheinland-Pfalz - NAWaS - Modul 2: Weitergehende Untersuchungen. Zentrum für innovative Abwassertechnologien tectraa. 6.12.2011.
- Svardal, K. (2010). Die energieautarke Kläranlage. Kanal- und Kläranlagennachbarschaften im ÖWAV, Informationsreiche Betriebspersonal Abwasseranlagen Folge 18: 33-46.
- Svardal, K. und Valkova T. (2012). Klärschlammwässerung in Österreich – Umfrage – Erste Ergebnisse, ÖWAV-Klärschlammseminar 2012.

## Webseiten

[www.abwasserbenchmarking.at](http://www.abwasserbenchmarking.at)  
[www.abwasserbenchmarking.at/home/berichte](http://www.abwasserbenchmarking.at/home/berichte)  
<http://oe1.orf.at/artikel/308157> (Zugriff: 28.06.2012)

## Korrespondenz an:

DI Markus Reichel

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien  
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel.: +43 (1) 58801/22625

Mail: [reichel@iwag.tuwien.ac.at](mailto:reichel@iwag.tuwien.ac.at)

# Fließverhalten von Schlämmen mit hohem Trockensubstanzgehalt

Ein Beitrag zur Rheologie von Klärschlamm

Klemens Füreder

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

**Kurzfassung:** Auf der Hauptkläranlage Wien ist bis zum Jahr 2020 der Bau einer Faulung mit erhöhtem Trockensubstanzgehalt geplant. Durch die Steigerung des Trockensubstanzgehalts kommt es zu einer exponentiellen Steigerung der Viskosität des Roh- und Faulschlammes. Die Viskosität des Rohschlammes mit einem Trockensubstanzgehalt von 8% übersteigt dabei die Viskosität von Wasser um mehr als das 200-fache. Dies hat erhebliche Auswirkungen auf den Schlammtransport und die Einmischung des Rohschlammes in den Faulschlammkreislauf. Dieser Beitrag beschäftigt sich mit dem Einfluss des erhöhten Trockensubstanzgehaltes auf die Viskosität und die rohrhydraulischen Verlusthöhen der Schlämme. Die Berechnung der Verlusthöhen erfolgt dabei auf den Grundlagen der nicht-newtonschen Rohrhydraulik.

**Key Words:** Rohschlamm, Faulschlamm, erhöhter Trockensubstanzgehalt, Rheologie, Viskosität, Schubspannung, nicht-newtonsche Rohrhydraulik

## 1 Einleitung

Auf der ebswien hauptkläranlage (HKA-Wien) ist im Zuge des Projektes EOS bis zum Jahr 2020 der Bau einer anaeroben Schlammfaulung geplant. Aus Platzmangel und zur Verminderung der Investitionskosten wird die Schlammfaulung bei einem erhöhten Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) von ca. 4% stattfinden; korrespondierend mit einem erhöhten TS-Gehalt des Rohschlammes (= Primärschlamm + Überschussschlamm) im Zulauf zur Faulung von 7-8% (Kroiss et al., 2010).

Ein limitierender Faktor bei der Steigerung des TS-Gehalts liegt in der dabei exponentiell steigenden Viskosität, also der Zähflüssigkeit des Roh- und Faulschlammes (FS). Die Viskosität von Rohschlamm mit 8% TS-Gehalt übersteigt die Viskosität von Wasser um mehr als das 200-fache. Dies führt zu einer deutlichen Verminderung der Fließfähigkeit. Die schlechteren Fließ-

eigenschaften der Schlämme mit hohem TS-Gehalt haben Auswirkungen auf folgende Teilbereiche des zukünftigen Schlammfäulungskonzepts:

- Rohrleitungsdimensionierung
- Schlammtransport (Verlusthöhen, Pumpenwahl, Energiebedarf)
- Einmischung Rohschlamm in den FS-Kreislauf (Konzept, Energiebedarf, Wärmeeintrag im Wärmetauscher)
- Durchmischung im Faulbehälter: Energiebedarf, Rührwerk

Dieser Beitrag konzentriert sich auf den Einfluss des hohen TS-Gehalts auf die Viskosität (bzw. die Schubspannung<sup>1</sup>) und die rohrhydraulischen Verlusthöhen des Roh- und Faulschlammes.

## 2 Rheologie von Klärschlamm

### 2.1 Rheologische Grundgrößen

Die Rheologie ist die „Lehre vom Verhalten flüssiger bis plastischer Körper gegenüber von außen einwirkenden Kräften“ (Wahrig, 2007). Mit Hilfe des Parallelplattenmodells (Abbildung 1) können die grundlegenden rheologischen Größen (Schubspannung, Scherrate, Viskosität) definiert werden.

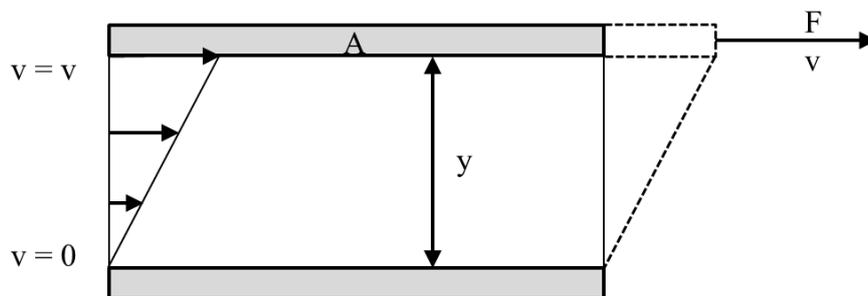


Abbildung 1: Parallelplattenmodell (Parallelplattenversuch)

Zwischen zwei parallel angeordneten Platten mit der Fläche  $A$  und dem Plattenabstand  $y$  befindet sich eine Messprobe. Die untere Platte verbleibt in Ruhe, die obere Platte wird mit der Kraft  $F$  bzw. der Geschwindigkeit  $v$  bewegt. Nach Mezger (2010) können unter den Bedingungen, dass...

a) die Messprobe an den beiden Platten haftet (Wandhaftung) und

<sup>1</sup> Da Viskosität und Schubspannung linear voneinander abhängig sind (siehe Gl. 3), können die beiden Begriffe in gewisser Weise synonym verwendet werden: Steigt die Viskosität, steigt auch die Schubspannung, und umgekehrt.

b) zwischen den Platten laminare Fließbedingungen herrschen,  
die rheologischen Parameter exakt definiert werden.

### 2.1.1 Schubspannung

Die auf die Messprobe aufgebrachte Schubspannung errechnet sich als Quotient der Kraft  $F$  und der Fläche  $A$ :

$$\tau = \frac{F}{A} \quad (1)$$

$[\tau]$	= Pa	Schubspannung
$[F]$	= N	Kraft
$[A]$	= m <sup>2</sup>	Fläche

### 2.1.2 Scherrate

Die Scherrate (auch: Schergefälle, Geschwindigkeitsgefälle) errechnet sich als Quotient aus der Geschwindigkeit  $v$  und dem Plattenabstand  $y$ :

$$\dot{\gamma} = \frac{v}{y} \quad (2)$$

$[\dot{\gamma}]$	= s <sup>-1</sup>	Scherrate
$[v]$	= m·s <sup>-1</sup>	Geschwindigkeit
$[y]$	= m	Plattenabstand

### 2.1.2 Viskosität

Die dynamische Viskosität errechnet sich als Quotient aus Schubspannung und Scherrate:

$$\eta = \frac{\tau}{\dot{\gamma}} \quad (3)$$

$[\eta]$	= Pa·s	dynamische Viskosität
----------	--------	-----------------------

Sie kann auch als Proportionalitätsfaktor zwischen Schubspannung und Scherrate betrachtet werden und ist eine Maßzahl für die Zähflüssigkeit (also die innere Reibung) eines Fluids. Klinksieg (2010) formuliert dies praxisnah: „Je höher die Viskosität ist, desto dickflüssiger, d.h. weniger fließfähig ist die Flüssigkeit.“

## 2.2 Viskositäts- und Fließkurven von Klärschlamm

Viskositäts- und Fließkurven werden bei rheologischen Messungen ermittelt. Bei Viskositätskurven wird auf der y-Achse die dynamische Viskosität  $\eta$

aufgetragen, bei Fließkurven die Schubspannung  $\tau$ . Auf der x-Achse beider Kurven wird die Scherrate  $\dot{\gamma}$  aufgetragen (Abbildung 2). Rohrhydraulische Berechnungen von Klärschlamm basieren auf Fließkurven.

Auf Grund der starken Größen-Variabilität der Viskosität bei Viskositätskurven (logarithmische Skalierung der y-Achse), kommt es in der Literatur sehr oft zur Darstellung der übersichtlicheren Fließkurven. Dies wird auch in diesem Beitrag so gehalten. Die Umrechnung von Schubspannung auf Viskosität erfolgt mit Gl. (3).

### 2.2.1 Strukturviskosität und Thixotropie

Wasser ist ein newtonsches Fluid. Die Viskosität newtonscher Fluide ist eine Stoffkonstante, die nur von der Temperatur, nicht jedoch von der aufgetragenen Scherrate abhängt. Die Schubspannung steigt daher linear mit der Scherrate an.

Klärschlämme hingegen sind nicht-newtonsche Fluide. Bei steigender Scherrate verhalten sie sich strukturviskos<sup>2</sup>. Dies bedeutet, dass ihre Viskosität mit steigender Scherrate sinkt. Die Schubspannung steigt dadurch nur degressiv an (Abbildung 2).

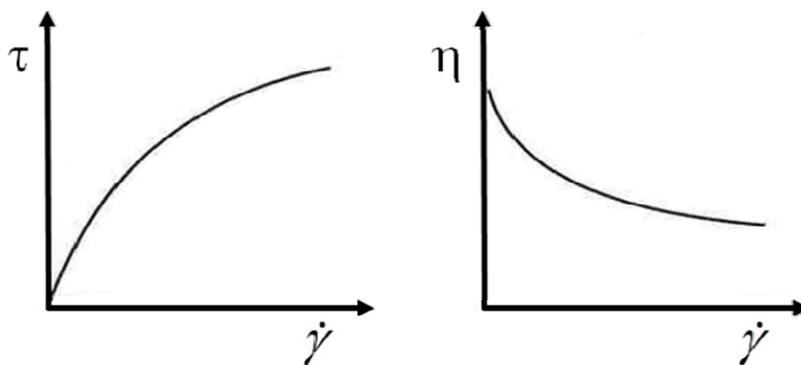


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Fließ (li.)- und Viskositätskurve (re.) bei strukturviskosen Fluiden – Abbildung übernommen von Moshage (2004).

Bei konstanter Scherrate und andauernder Zeit sinkt die Viskosität ebenfalls. Dieses Verhalten bezeichnet man als Thixotropie (Moshage, 2004).

### 2.2.2 Fließgrenze

Klärschlämme weisen eine Fließgrenze auf. Als solche bezeichnet man die Schubspannung bei einer Scherrate von  $0 \text{ s}^{-1}$ . Nach DIN 1342-1 (2003) „ist die Fließgrenze die...Schubspannung, oberhalb derer ein plastischer Stoff sich rheologisch wie eine Flüssigkeit verhält.“

<sup>2</sup> strukturviskos = pseudoplastisch = scherverdünnend

### 2.2.3 Anpassungsfunktionen an Fließkurven

Um rheologische Messungen von Klärschlamm für rohrhydraulische Berechnungen verwenden zu können, ist es nötig die bei den Messungen gewonnen Fließkurven mit Anpassungsfunktionen anzunähern. Für die Rohrhydraulik von Klärschlamm von spezifischem Interesse sind die Anpassungsfunktion nach Ostwald-de Waele und nach Herschel-Bulkley.

#### Ostwald-de Waele:

Ostwald-de Waele ist eine Potenzfunktion mit den Parametern  $K$  und  $n$  (Gl. 4). Bei strukturviskosen Fluiden wie Klärschlamm ist der Fließindex  $n < 1$ . Bei  $n = 1$  ergibt sich newtonsches Fließverhalten.

$$\tau = K \cdot \dot{\gamma}^n \quad (4)$$

$[K]$	$= \text{Pa} \cdot \text{s}^n$	Konsistenzfaktor
$[\dot{\gamma}]$	$= \text{s}^{-1}$	Scherrate
$[n]$	$= -$	Fließindex

Die für Klärschlämme mit hohem TS-Gehalt charakteristische Fließgrenze wird bei Ostwald-de Waele nicht abgebildet. Bei kleinen Scherraten kommt es dadurch zu einer Unterschätzung der Schubspannungen; bei hohen Scherraten ebenso. Die Parameter  $K$  und  $n$  sind von zentraler Bedeutung für die nicht-newtonsche Rohrhydraulik.

#### Herschel-Bulkley:

Die Fließfunktion nach Herschel und Bulkley erweitert Ostwald-de Waele um die Fließgrenze  $\tau_y$  (Gl. 5). Die Anpassung an Klärschlamm-Fließkurven erfolgt dadurch mit größerer Genauigkeit.

$$\tau = \tau_y + K \cdot \dot{\gamma}^n \quad (5)$$

$[\tau_y]$	$= \text{Pa}$	Fließgrenze
------------	---------------	-------------

### 2.3 Einfluss des TS-Gehalts auf die Rheologie von Klärschlamm

Die Rheologie von Klärschlamm war Gegenstand einer Vielzahl unterschiedlichster Untersuchungen. Einen kompakten tabellarischen Überblick bieten diesbezüglich die Arbeiten von Klinksieg (2010) und Ratkovich et al. (2013). Zahlreiche Autoren beschäftigten sich u.a. auch mit dem Einfluss des TS-Gehaltes auf die Rheologie von Überschussschlamm (ÜS) und Faulschlamm.

Für die hier vorgenommene Literatur-Auswertung konnten nur jene Untersuchungen herangezogen werden, die in Bezug auf untersuchten TS-Bereich, Proben temperatur und Messvorgang der in diesem Beitrag verwendeten

Methodik nahe kommen. Um die rheologischen Messungen untereinander vergleichen zu können, wurden nur Schubspannungen bei einer aufgebracht Scherrate von  $\dot{\gamma} = 500 \text{ s}^{-1}$  herangezogen; entsprechend der maximalen Scherrate des eigenen Messprogramms (siehe Kapitel 3.3).

### 2.3.1 Korrelation zwischen TS-Gehalt und Schubspannung

Der funktionale Zusammenhang TS-Gehalt/Schubspannung lässt sich bei allen Untersuchungen mit einer exponentiellen Funktion ( $\tau = a \cdot e^{b \cdot TS}$ ) beschreiben. Das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  liegt zwischen 0,96 und 1,00 (Tabelle 1 und Abbildung 3):

Tabelle 1: Literaturübersicht – funktionaler Zusammenhang TS-Gehalt/Schubspannung bei einer Scherrate von  $\dot{\gamma} = 500 \text{ s}^{-1}$ ; Anpassungen mit Exponentialfunktionen<sup>3</sup>

Autor	Seite	FS/ÜS	Temp.	Regressionsfunktion	$R^2$
-	-	-	°C		-
Bau (1986)	93 (Abb. 41)	ÜS	10	$y = 2,59e^{0,69x}$	0,99
Günder (1999)	1901 (Tab. 1)	ÜS	23	$y = 1,26e^{0,85x}$	0,96
Mori et al. (2006)	1659-1660	ÜS	20	$y = 7,48e^{0,47x}$	0,99
Rosenberger (2002)	492 (Gl. 4)	ÜS	21	$y = 2,08e^{0,62x}$	0,99
Baudez et al. (2011)	5679 (Abb.11)	FS	25	$y = 0,90e^{0,63x}$	1,00
Slatter (1997)	15-17	FS	35	$y = 0,33e^{0,69x}$	1,00
Moshage (2004)	104 (Abb. 6.22)	FS (1)*	25	$y = 1,03e^{0,60x}$	0,99
Moshage (2004)	104 (Abb. 6.22)	FS (2)**	25	$y = 0,69e^{0,49x}$	1,00
Moshage (2004)	104 (Abb. 6.22)	FS (M7)+	25	$y = 1,15e^{0,5x}$	0,94

\* FS (1)...Schlamm mit größten Schubspannung der von Moshage untersuchten sieben FS

\*\*FS (2)...Schlamm mit kleinsten Schubspannung der von Moshage untersuchten sieben FS

+FS (M7)...Regressionsfunktion der Gesamtheit der sieben FS (von Moshage ermittelt)

<sup>3</sup> Die angeführten Regressionsfunktionen besitzen nur innerhalb der in Abbildung 3 ersichtlichen TS-Bereiche Gültigkeit (Ausnahmen: Bau\_ÜS: 2,7-6,8%; Moshage\_FS (1): 2-8%; Moshage\_FS (M7): 2-10%).

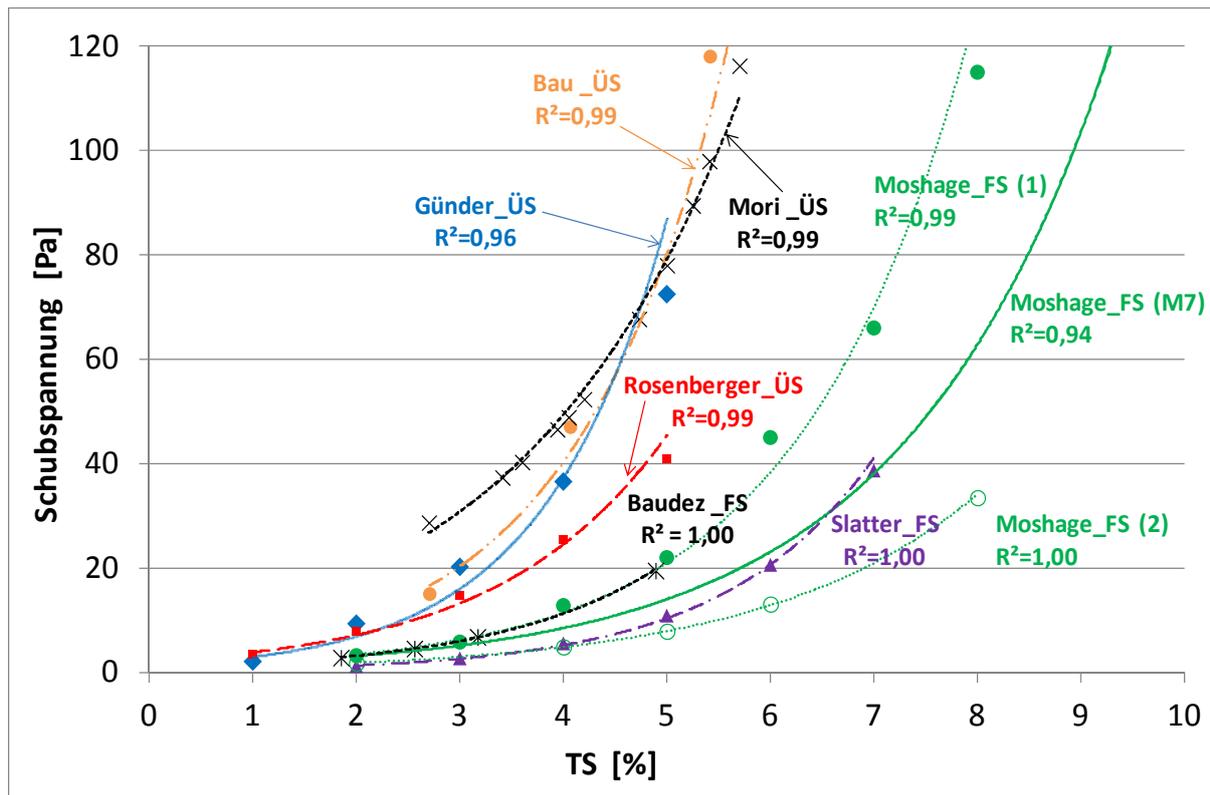


Abbildung 3: Literaturübersicht – funktionaler Zusammenhang TS/Schubspannung bei  $\dot{\gamma}=500\text{s}^{-1}$ : Überschussschlamm - Bau (1986), Günder (1999), Mori et al. (2006), Rosenberger et al. (2002); Faulschlamm - Baudez (2011), Moshage (2004), Slatter (1997); Anpassungen mit Exponentialfunktionen

Ebenso lässt sich der funktionale Zusammenhang bei allen Untersuchungen mit einer Potenzfunktion ( $\tau = a \cdot TS^b$ ) beschreiben. Auch hier liegt das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  zwischen 0,96 und 1,00.

Bei der exponentiellen Anpassung werden die Schubspannungen am oberen Ende der untersuchten TS-Bereiche tendenziell überschätzt, bei Anpassung durch Potenzfunktionen tendenziell unterschätzt. Im Allgemeinen gaben jedoch Exponentialfunktionen den funktionalen Zusammenhang TS-Gehalt/ Schubspannung besser wieder als Potenzfunktionen. Wobei es hierbei Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungen gibt. Bei Günder (1999) z.B. liegt das Bestimmtheitsmaß der Potenzfunktion ( $R^2=1,00$ ) höher als bei der Exponentialfunktion ( $R^2=0,96$ ).

Auch der gemeinsame funktionale Zusammenhang aller aus der Literatur abgeleiteten Daten für ÜS und FS lässt sich sowohl mit einer Exponential- als auch einer Potenzfunktion approximieren. In Übereinstimmung mit Hellmann und Riegler (2003) ist deutlich erkennbar, dass die Schubspannungen bei ÜS mit steigendem TS-Gehalt deutlich rascher ansteigen als bei FS (Abbildung 4).

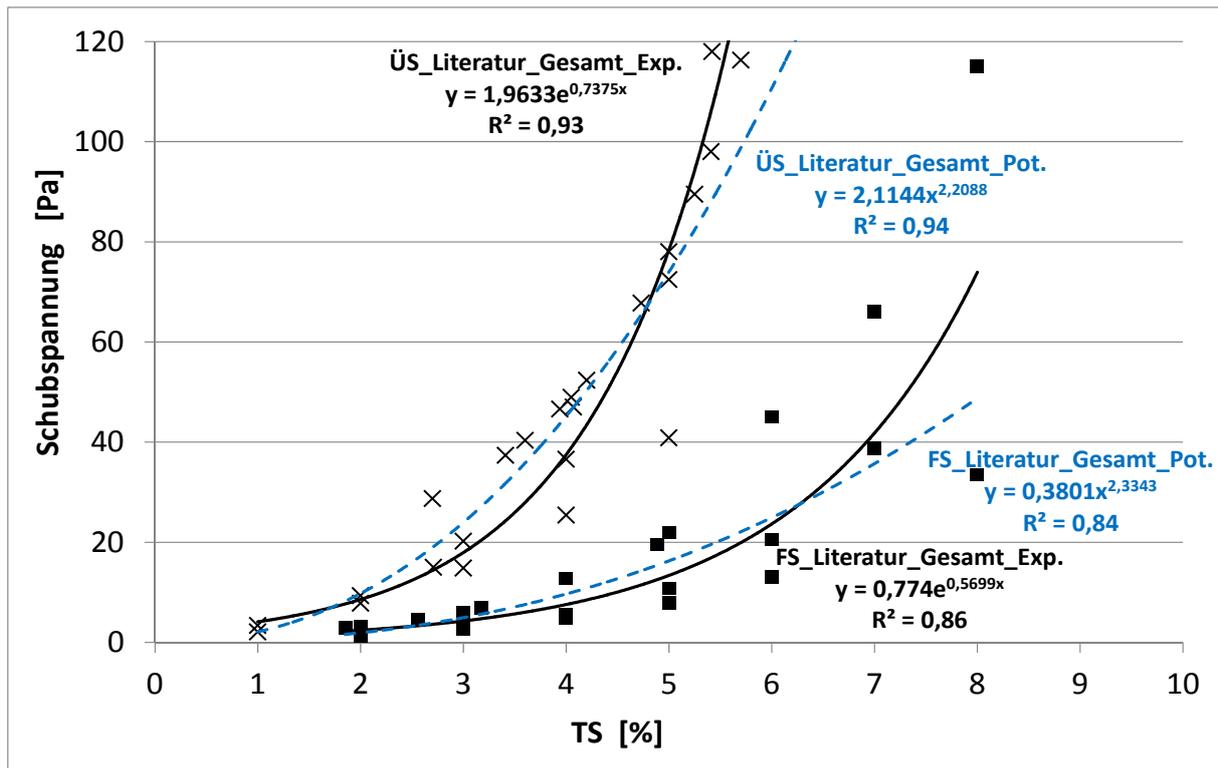


Abbildung 4: Gemeinsame Auswertung aller aus der Literatur abgeleiteten Datenpunkte für ÜS und FS – funktionaler Zusammenhang TS-Gehalt/Schubspannung bei  $\dot{\gamma} = 500 \text{ s}^{-1}$ ; Anpassung durch Exponential- und Potenzfunktion

### 2.3.2 Weitere Einflüsse auf die Viskosität von Klärschlamm

Die ÜS-Messungen von Günder (1999), Mori et al. (2006), und Rosenberger et al. (2002) wurden alle bei einer Temperatur von ca. 20°C durchgeführt. Moshage (2004) und Baudez et al. (2011) führten Ihre FS-Messungen bei 25°C durch. Sowohl FS als auch ÜS weisen dennoch untereinander eine starke Schwankungsbreite auf (Abbildung 3). Daraus lässt sich ableiten, dass es abgesehen vom TS-Gehalt, der Schlammart und der Temperatur weitere Parameter geben muss, die die Schubspannung (Viskosität) bei gleicher Scherrate beeinflussen.

Als mögliche Faktoren nennt Günder (1999) den EPS-Gehalt und die Fädigkeit des Schlammes. Ein (linearer) Zusammenhang zwischen EPS-Gehalt und Schubspannung konnte von Moshage (2004) bestätigt werden. Die Untersuchungen von Klinksieg (2010) ergaben einen exponentiellen Zusammenhang zwischen Schubspannung und Schlammvolumenindex (SVI). Das SVI steht mit der Fädigkeit in engem Zusammenhang.

Als ein von den Schlammeigenschaften unabhängiger Faktor lässt sich die Art und Dauer der Messung nennen. Auf Grund der thixotropen Eigenschaften von Klärschlamm, verringert sich die Schubspannung mit der Dauer der Messung. Wird die Scherrate in kurzer Zeit gesteigert (bzw. vermindert), ergeben sich

höhere Schubspannungen als bei langsamer Steigerung (Verminderung). In der Literatur finden sich jedoch meist nur ungenügende Angaben über diese für Vergleichszwecke wichtigen Informationen. Meist unerwähnt bleibt auch, ob ein Messwert der Aufwärts- oder Abwärtsrampe eines Messprogramms entnommen ist und ob zwischen Aufwärts- und Abwärtsrampe eine Messphase mit konstanter Scherrate angesetzt wurde (siehe Kapitel 3.3). Auch dies hat auf Grund der Thixotropie Einfluss auf die Höhe der Schubspannung bei einer bestimmten Scherrate. Eine fundierte Analyse dieses Problemkreises findet sich in Ratkovich et al. (2013).

## 2.4 Rohrhydraulik von Klärschlamm mit hohem TS-Gehalt

Bei geringem TS-Gehalt (ca. ~1-2%) kann Klärschlamm ohne größere Abweichungen als newtonsches Fluid – also wie Wasser – behandelt werden. Bei steigendem TS-Gehalt kommt es auf Grund der steigenden Viskosität jedoch zu einer immer größeren Unterschätzung der Verlusthöhen. Die Anwendung nicht-newtonscher Rohrydraulik wird erforderlich.

Für die Rohrhydraulik von Klärschlamm von spezifischem Interesse sind laminare und turbulente Reibungsgesetze, die auf Ostwald-de Waele oder Herschel-Bulkley basieren. Die Berechnungen des vorliegenden Beitrags erfolgten mit Gleichungen die auf Ostwald-de Waele gründen:

### 2.4.1 Laminare Rohrströmung

In der Rohrhydraulik gilt sowohl im laminaren als auch turbulenten Fließbereich der Zusammenhang:

$$f = \frac{2 \cdot \tau_w}{\rho \cdot \bar{v}^2} \quad (6)$$

$[f]$ <sup>4</sup>	= -	hydraulischer Widerstandsbeiwert ( $f = \lambda/4$ )
$[\tau_w]$	= Pa	Wandschubspannung
$[\rho]$	= kg·m <sup>-3</sup>	Dichte
$[\bar{v}]$	= m·s <sup>-1</sup>	mittlere Fließgeschwindigkeit

Die in Gl. (6) unbekanntes Wandschubspannung  $\tau_w$  kann im laminaren Fall mit folgender in Böhme (2000) bzw. Chhabra und Richardson (2008) hergeleiteten Formel berechnet werden:

<sup>4</sup> im angelsächsischen Raum gebräuchlicher hydraulische Widerstandsbeiwert ( $f = \lambda/4$ )

$$\tau_w = K \cdot \left[ \frac{Q}{\pi R^3} \left( \frac{3n+1}{n} \right) \right]^n \quad (7)$$

$[\tau_w]$	= Pa	Wandschubspannung
$[K]$	= Pa·s <sup>n</sup>	Konsistenzfaktor
$[Q]$	= m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup>	Durchfluss
$[R]$	= m	Radius der Rohrleitung
$[n]$	= -	Fließindex

#### 2.4.2 Reynoldszahl und Kritische Reynoldszahl

Bei newtonschen Fluiden gibt die Größe der Reynolds-Zahl (Gl. 8) darüber Auskunft, ob laminare oder turbulente Rohrströmung vorliegt. Der Wechsel zwischen laminar und turbulent ( $Re_{krit}$ ) wird in der Literatur mit 2100-2300 angegeben.

$$Re = \frac{\bar{v} \cdot D \cdot \rho}{\eta} \quad (8)$$

$[Re]$	= -	Reynolds-Zahl
$[\bar{v}]$	= m·s <sup>-1</sup>	mittlere Fließgeschwindigkeit
$[D]$	= m	Rohrdurchmesser
$[\rho]$	= kg·m <sup>-3</sup>	Dichte
$[\eta]$	= Pa·s	dynamische Viskosität

Metzner und Reed (1955) haben die Reynolds-Zahl für nicht-newtonsche Fluide, die durch die Anpassungsfunktion nach Ostwald-de Waele beschrieben werden können, erweitert (Gl. 9):

$$Re_{MR} = \frac{\bar{v}^{2-n} \cdot D^n \cdot \rho}{8^{n-1} \cdot K \cdot \left( \frac{3n+1}{4n} \right)^n} \quad (9)$$

$[Re_{MR}]$	= -	Reynolds-Zahl nach Metzner und Reed
$[K]$	= Pa·s <sup>n</sup>	Konsistenzfaktor
$[n]$	= -	Fließindex

Der Transport von Klärschlamm in Rohren erfolgt abhängig von  $\bar{v}$ ,  $D$ , der Schlammtemperatur und dem TS-Gehalt entweder laminar oder turbulent. Als Kriterium bezüglich des Fließregimes nicht-newtonscher Fluide entwickelten Ryan und Johnson (1959) die vom Fließindex  $n$  abhängige kritische Reynoldszahl  $Re_{MR,krit}$ :

$$Re_{MR,krit} = \frac{6464n}{(3n+1)^2} \cdot (2+n)^{\frac{2+n}{1+n}} \quad (10)$$

$[Re_{MR,krit}]$  = - modifizierte kritische Reynolds-Zahl  
 $[n]$  = - Fließindex

Liegt turbulente Strömung ( $Re_{MR} > Re_{MR,krit}$ ) vor, kann der Reibungsbeiwert  $f$  mit Gl. (11) berechnet werden, bei laminarer Strömung ( $Re_{MR} < Re_{MR,krit}$ ) mit Gl. (6) und (7).

#### Fragestellung nach der sinnvollsten Kritischen Reynoldszahl:

In der Literatur finden sich zur Frage der kritischen Reynoldszahl  $Re_{MR,krit}$  bei strukturviskosen Fluiden mehrere voneinander abweichende Lösungen. Neben dem von Ryan und Johnson (1959) aufgestellten Kriterium (Gl. 10), findet sich ein von Mishra und Tripathi (1971) formulierter Ansatz. Dodge und Metzner (1959) beobachteten bei  $n=0,38$  ein maximales  $Re_{MR,krit}$  von 3.100. Chhabra und Richardson (2008) schließlich empfehlen als „*probably acceptable approximation*“ ein  $Re_{MR,krit}$  von 2.000-2.500. Eine jüngere Untersuchung, die sich ausschließlich mit der Thematik der Reynoldszahl beim Übergang vom laminaren zum turbulenten Fluss befasst, findet sich in Trinh (2010).

Bei Klärschlamm kommt bezüglich  $Re_{MR,krit}$  erschwerend hinzu, dass es sich um ein inhomogenes Fluid mit zeitlich variierender Zusammensetzung handelt. Für die Dimensionierung von Klärschlammleitungen sei daher als Annäherung empfohlen:

- 1) Auf der sicheren Seite möglichst weit gesteckter Grenzbereich für  $Re_{MR,krit}$ .
- 2) Berechnung von Verlusthöhen sowohl mit laminarem (Gl. 6 und 7), als auch turbulentem Reibungsbeiwert (Gl. 11).
- 3) Innerhalb des weit gesteckten Grenzbereichs: Wahl der höheren Verluste.

Abschließend sei auf Bollrich (2000) hingewiesen, der selbst für die hydraulisch sehr gut erforschten newtonsche Fluide feststellte, „*dass bei sorgfältig beruhigter Strömung laminares Fließen bis  $Re = 50.000$  möglich ist.*“

### 2.4.3 Turbulente Rohrströmung

Da bei den üblichen Fördergeschwindigkeiten von Klärschlamm die Wandrauigkeit der Rohre praktisch keine Rolle spielt, reicht es im turbulenten Fall aus nur den hydraulisch-glaten Bereich zu beachten (Annen, 1961). Dodge und Metzner (1959) entwickelten für diesen Bereich folgendes Reibungsgesetz:

$$\frac{1}{\sqrt{f}} = \left( \frac{4}{n^{0,75}} \right) \cdot \log \left( Re_{MR} \cdot f^{1-\frac{n}{2}} \right) - \frac{0,4}{n^{1,2}} \quad (11)$$

$[f]$	= -	hydraulischer Widerstandsbeiwert ( $f = \lambda/4$ )
$[n]$	= -	Fließindex
$[Re_{MR}]$	= -	Reynolds-Zahl nach Metzner und Reed

Rudman et al. (2004) konnten die Gültigkeit von Gl. (11) durch numerische Simulationen mit Abweichungen von 10-15% in Ihrer Größenordnung bestätigen. Bei  $n=1$  reduziert sich Gl. (11) zur newtonschen Widerstandsformel für den hydraulisch-glaten Bereich.

#### 2.4.4 Verlusthöhenberechnung

Die Berechnung der hydraulischen Verlusthöhe erfolgt analog der Berechnung bei newtonschen Fluiden mit dem Gesetz von Darcy-Weisbach (Gl. 12), das sowohl für laminaren als auch turbulenten Fluss verwendet werden kann:

$$h_r = \frac{2 \cdot f \cdot \bar{v}^2 \cdot l}{g \cdot D} \quad (12)$$

$[h_r]$	= m	hydraulische Reibungsverlusthöhe
$[f]$	= -	hydraulischer Widerstandsbeiwert ( $f = \lambda/4$ )
$[\bar{v}]$	= $m \cdot s^{-1}$	mittlere Fließgeschwindigkeit
$[l]$	= m	Rohrleitungslänge
$[D]$	= m	Rohrdurchmesser
$[g]$	= $m \cdot s^{-2}$	Fallbeschleunigung ( $g = 9,81 m \cdot s^{-2}$ )

#### 2.4.5 Anmerkungen

##### Reibungsgesetze nach Annen:

Im ATV-Handbuch Klärschlamm (1996) wird für den turbulenten Fließbereich die Verwendung der turbulent-glaten Formel nach Annen (1961) empfohlen.<sup>5</sup> Auch für den laminaren Bereich entwickelte Annen ein iteratives Reibungsgesetz. Zentraler Bestandteil beider Formeln ist die modifizierte Reynolds-Zahl nach Annen  $Re_n$ . Eine praxisorientierte Darstellung der Reibungsgesetze nach Annen findet sich in Füreder (2013).

Aus eigenen Berechnungen kann bestätigt werden, dass sich mit den Formeln nach Annen die gleichen Reibungsbeiwerte wie mit Gl. (6) u. (7) bzw. (11) berechnen lassen. Bei sehr kleinen  $Re_n$ -Zahlen ( $Re_n < 20$ ) ergaben sich bei der

<sup>5</sup> Annen (1961) stütze sich bei der Formulierung seiner turbulent-glaten Fließformel u.a. auf die Untersuchungen von Dodge und Metzner (1959).

laminaren Formel nach Annen allerdings numerische Schwierigkeiten. In diesen Fällen konnte die Auswertung nur mit den Gleichungen (6) und (7) erfolgen.

Ein Nachteil der Reibungsgesetze nach Annen liegt daran, dass für  $Re_n$  kein „Fließwechselkriterium“ vorliegt. (Da sich mit der Reynolds-Zahl nach Metzner und Reed  $Re_{MR}$  vor allem bei kleinen Fließindices  $n$  völlig andere Werte errechnen als mit  $Re_n$ , kann – anders als in Füreder (2013) praktiziert –  $Re_{MR,krit}$  nicht als solches Kriterium herangezogen werden kann.)

#### Anpassungsfunktion nach Herschel-Bulkley:

Slatter (2008) beschreibt die laminare, „Übergangs“- und turbulente Rohrströmung von Klärschlamm auf Basis der Anpassungsfunktion nach Herschel und Bulkley. Er konnte seine Berechnungsansätze mit ERT-Technology (ELECTRICAL RESISTANCE TOMOGRAPHY) experimentell bestätigen. Eshtiaghi et al. (2012) vergleichen in Ihrer Arbeit zum Übergangsbereich vom laminaren zum turbulenten Fließregime mehrere verschiedene „Fließwechsel-Ansätze“ und können die Ansätze von Slatter bestätigen.

## **3 Durchführung der Rheologischen Messungen**

### **3.1 Schlammproben**

Alle untersuchten Schlämme entstammen der HKA-Wien und wurden im Hinblick auf die Auslegung der geplanten anaeroben Stabilisierung ausgewählt.

#### 3.1.1 Überschussschlamm

Der ÜS wurde der Rücklaufschlamm-Leitung der 1. Stufe der HKA-Wien entnommen. Die rheologischen Versuche des ÜS stellten eine Voruntersuchung zur Untersuchung des Rohschlammes dar (siehe Füreder, 2013).

#### Probenvorbereitung:

- Statische Eindickung der Proben
- Dekantierung des Überstandes
- Siebung der Proben (Maschenweite 1mm): Durch die Siebung werden Schubspannungsspitzen vermieden, die die Auswertung der Messungen erschweren.
- Einstellung TS-Gehalte 2-6% mittels Laborzentrifuge (4200 U/min, 3-5 min)

### 3.1.2 Rohschlamm

Der untersuchte Rohschlamm (= Primärschlamm<sup>6</sup>+ÜS+ Polymer) entstammt der Maschinellen Überschussschlammwässerung (MÜSE) der Pilotanlage des EOS-Projektes.

#### Probenvorbereitung:

- Siebung der Proben mit Nudelsieb: Nach den rheologischen Messungen des ÜS stellte sich heraus, dass zur Vermeidung größerer Inhomogenitäten (Kiesel etc.) ein gewöhnliches Nudelsieb ausreicht.
- Einstellung TS-Gehalte 2-8% durch Rückverdünnung mit Dekantat aus der MÜSE (nur für Untersuchungen bezüglich Zusammenhang TS-Gehalt/ Schubspannung)

Bei den rheologischen Messungen des Rohschlammes musste darauf geachtet werden, dass zwischen Probenahme bei der MÜSE und den rheologischen Messungen möglichst wenig Zeit verging; die Verzögerung infolge Transport, Probenvorbereitung und Messvorgang betrug meist ca. 3-6h. Eine längere Wartezeit hätte zu einer relevanten Veränderung der Struktur des verwendeten Polymers (ACAT: Flocstar 214L) und somit zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Viskositäten geführt.

### 3.1.3 Faulschlamm

Der untersuchte Faulschlamm entstammt dem Faulbehälter der Pilotanlage. Der Faulschlamm wurde vor den Messungen ebenfalls mit einem Nudelsieb von Störstoffen befreit.

## 3.2 Messgerät und Messsystem

Die rheologischen Messungen erfolgten mit dem luftgelagerten Rheometer Physica MCR 301 der Firma Anton Paar.

Moshage (2004) konnte die in DIN 53019-1 (2008) genormten koaxialen Zylinder-Messsysteme als spezifisch geeignet für die rheologische Untersuchung von Klärschlamm identifizieren. Diese bestehen aus einem inneren und einem äußeren Zylinder mit identischer Rotationsachse. Bei den meisten Messgeräten rotiert der innere im äußeren Zylinder (Searle-System). In den äußeren Zylinder wird die Messprobe gefüllt (Abbildung 5).

---

<sup>6</sup> Rheologische Messungen des Primärschlammes (PS) waren nicht Teil der Untersuchungen.

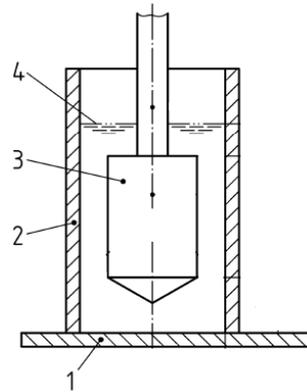


Abbildung 5: Koaxiales Zylindersmesssystem – Abbildung übernommen von DIN 53019-1: 1 - Boden Außenzylinder, 2 - Außenzylinder, 3 - Innenzylinder, 4 - Füllhöhe der Messprobe.

Als primäres Messsystem wurde daher das in DIN 53019-1 (2008) genormte koaxiale Zylinder-Messsystem CC39 mit einer Spaltweite von 1,638 mm verwendet (Searle System). Als Flüssigkeitstemperiereinrichtung wurde der Temperierzylinder C-LTD180/XL verwendet. Die Temperierung des Kühl- bzw. Heizwassers erfolgte mit dem externen Umlaufthermostat Haake D8, der direkt an den Temperierzylinder angeschlossen wurde. Der gesamte Versuchsaufbau ist in Abbildung 6 dargestellt.

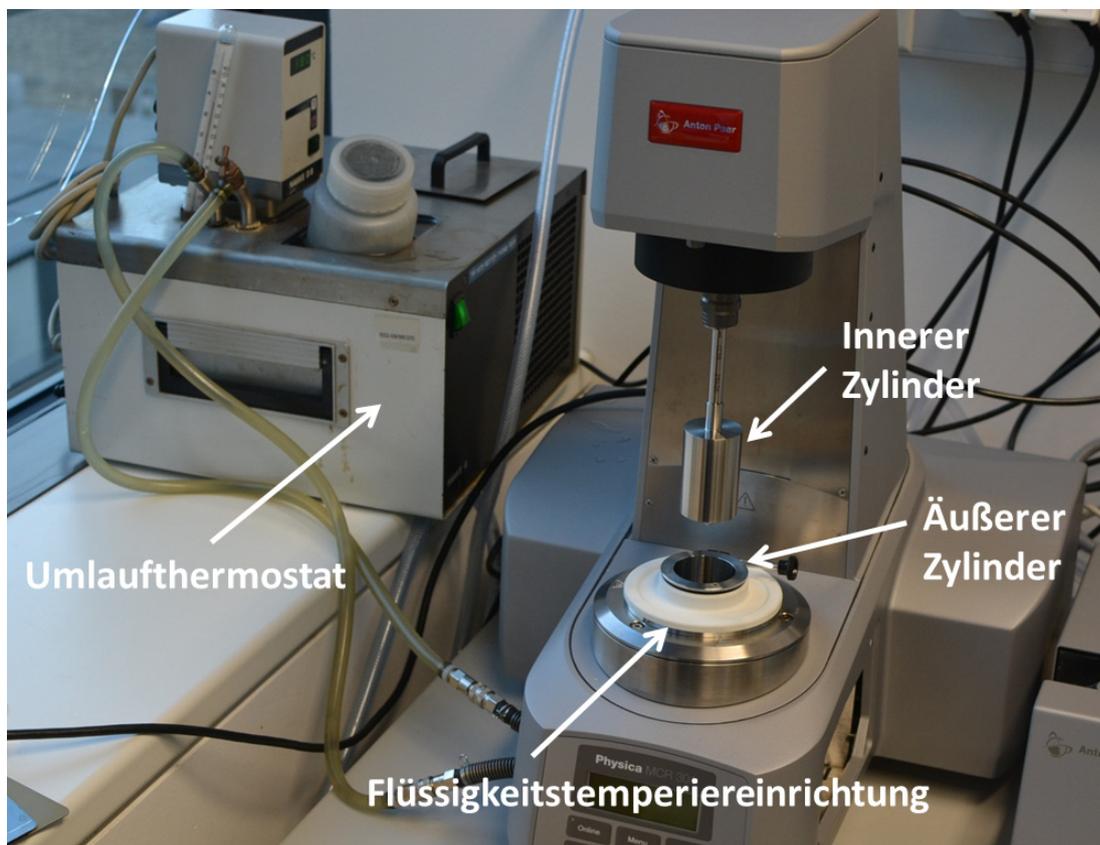


Abbildung 6: Versuchsaufbau Rotationsrheometer – Innerer- und äußerer Zylinder des Koaxialen Zylindersmesssystems CC39, Flüssigkeitstemperiereinrichtung und Umlaufthermostat

### 3.3 Messprogramm

Um die ÜS-, FS-, und Rohschlamm-Proben miteinander vergleichen zu können, wurde bei allen Schlammarten das gleiche Messprogramm verwendet:

500-180/300/180:

500 ..... maximale Scherrate  $\dot{\gamma}$  des Messprogramms [ $s^{-1}$ ]

180 ..... Dauer der Aufwärtsrampe [s]

300 ..... Dauer der konstanten Scherrate [s]

180 ..... Dauer der Abwärtsrampe [s]

### 3.4 Reproduzierbarkeit der rheologischen Messungen

Die Reproduzierbarkeit der rheologischen Messungen, also der Fließkurven, sind bei FS als sehr gut, bei Rohschlamm als gut zu bezeichnen. Die erforderliche Anzahl der Replikate konnte daher bei FS auf zwei, bei Rohschlamm auf zwei bis drei beschränkt werden (siehe Abbildung 10).

### 3.5 Rheologische Versuchsstrecke

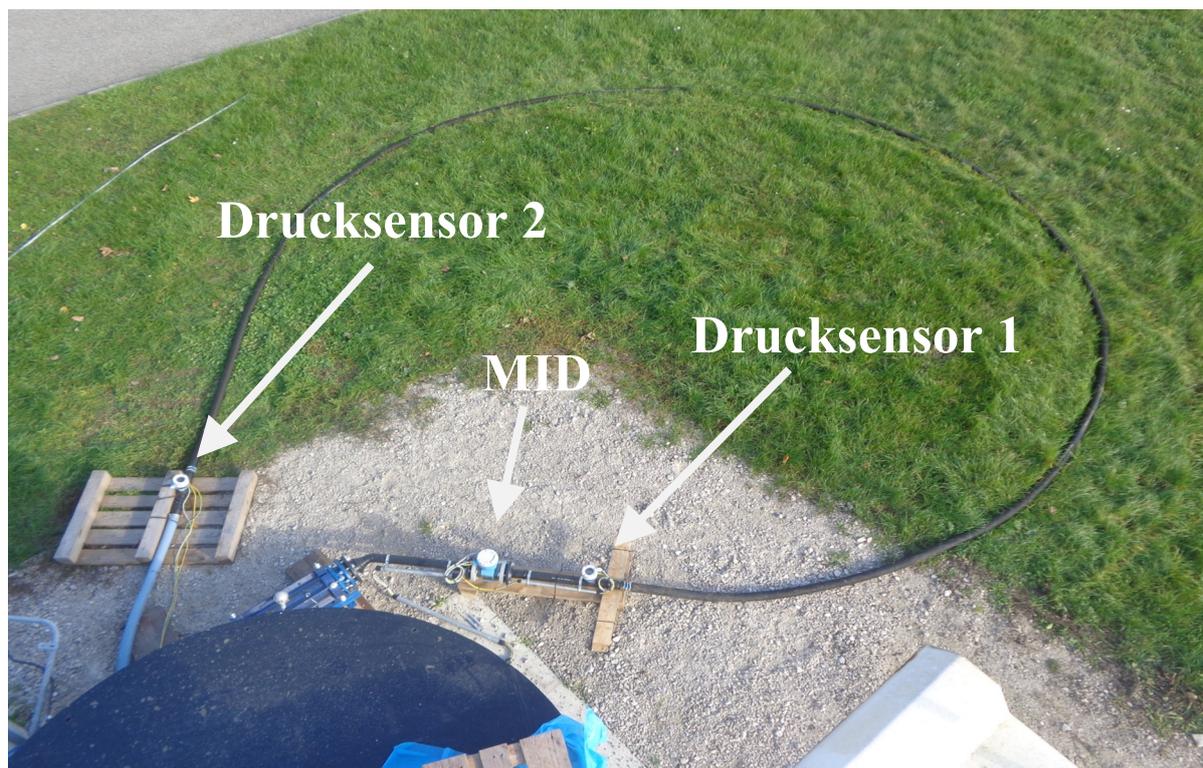


Abbildung 7: Rheologische Versuchsstrecke HKA-Wien (Schlauch: TORONTO HED;  $D=50\text{mm}$ ;  $L$  in Abbildung= $20\text{m}$ ; 2 Drucksensoren, IDM  $50\text{mm}$ ; Exzentrerschneckenpumpe, Vorlagebehälter  $5\text{m}^3$ )

Die Validierung der Verlusthöhenberechnungen erfolgte über Differenzdruckmessungen entlang einer für diese Zwecke errichteten rheologischen Versuchsstrecke auf der HKA-Wien. Diese besteht aus einem kreisförmig

aufgelegten Spiral-Saug- und Druckschlauch (TORONTO HED;  $L=40\text{m}$ ;  $D=50\text{mm}$ ). Die Druckverluste entlang des Schlauches werden mit einem MID und Drucksensor am Anfang und einem Drucksensor am Ende der Versuchsstrecke ermittelt. Als Pumpe dient eine Exzentrerschneckenpumpe mit einem maximal erreichbaren Durchfluss von  $\sim 16\text{m}^3/\text{h}$ . Das Volumen des Vorlagebehälters für den Schlamm beträgt  $5\text{m}^3$ . Der Aufbau der Versuchsstrecke ist in Abbildung 7 ersichtlich.

Die Validierung der rheologischen Messungen ist mit zahlreichen störenden Einflüssen behaftet, mögliche Fehlerquellen sind:

- Stichprobe  $0,5\text{L}$  aus  $5\text{m}^3$  Vorlagebehälter
- Zeitverzögerung (Strukturänderung Polymer; nur bei Rohschlamm)
- Probe für Rheometer wird gesiebt (Nudelsieb) und geschüttelt
- Fehler durch Anpassungsfunktion Ostwald-de Waele
- Fehler durch Schubspannungsspitze der Fließkurven (bei Rohschlamm)

Weitere mögliche Fehlerquellen:

- Versuchsstrecke Kreis statt Gerade
- Abweichung Durchmesser Versuchsstrecke:  $\pm 1\text{mm}$
- Messfehler Drucksensoren und Rheometer

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Korrelation TS-Gehalt/Schubspannung bei ÜS und Rohschlamm

In Übereinstimmung mit der ausgewerteten Literatur, kann der Zusammenhang zwischen TS-Gehalt und Schubspannung bei ÜS und Rohschlamm mit einer exponentiellen (Abbildung 8) oder einer Potenzfunktion angenähert werden. Das Bestimmtheitsmaß beträgt bei allen Versuchsreihen sowohl bei Exponential- als auch Potenzfunktion  $R^2 \geq 0,98$ .

Der Einfluss der Temperatur auf die Schubspannung von ÜS- und Rohschlamm ist in Abbildung 8 deutlich erkennbar: Je tiefer die Temperatur, desto höher die Schubspannungen.

Die Schubspannung des ÜS- und des Rohschlammes bei  $20^\circ\text{C}$  liegen in der gleichen Größenordnung (Abbildung 8). Hier scheinen sich zwei gegensätzliche Einflüsse auszugleichen: Die Mischung mit Primärschlamm verringert die Schubspannung von ÜS (Markis et al., 2013), die Zugabe von Polymer in der MÜSE erhöht sie. Bei  $8^\circ\text{C}$  liegt die Schubspannung von ÜS deutlich über jener des Rohschlammes. Die deutlich geringeren Schubspannungen des ÜS der HKA-

Wien im Vergleich zu den Literaturdaten lassen sich auf das geringe Schlammalter der 1. Stufe der HKA-Wien (1,5–2 Tage) zurückführen (Füreder, 2013).

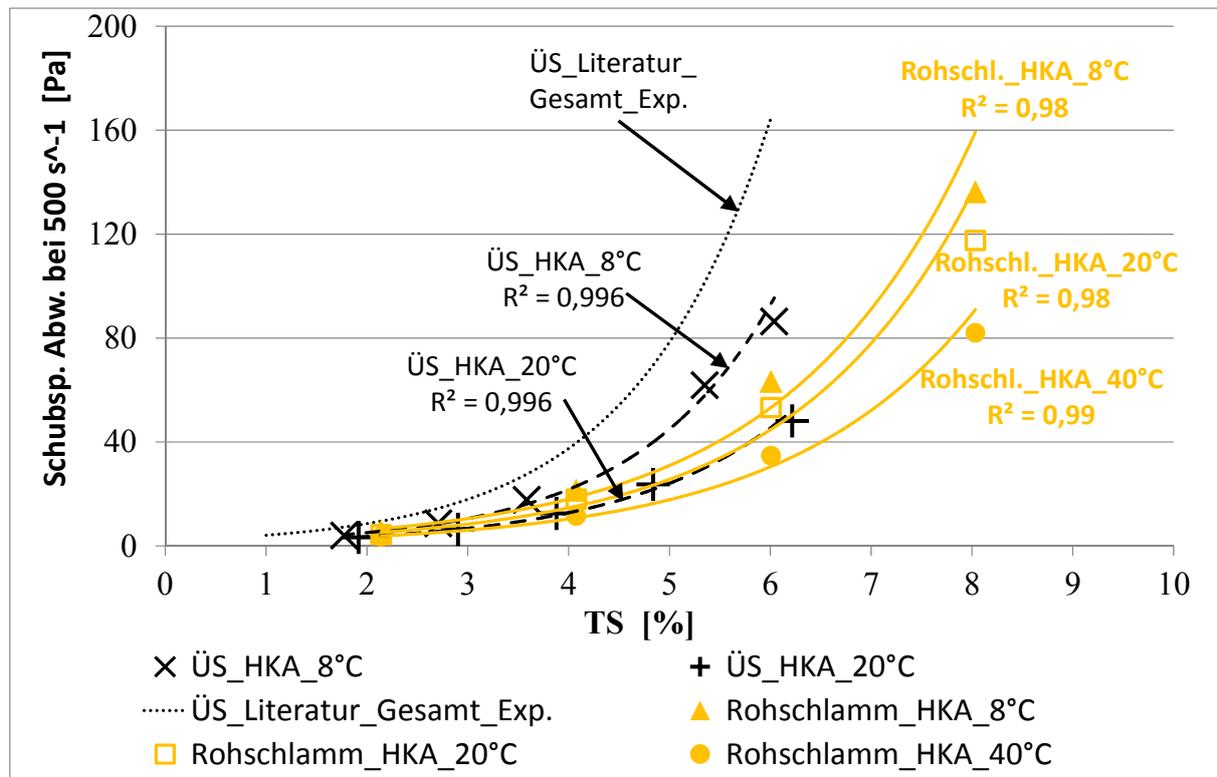


Abbildung 8: Schubspannung vs. TS: ÜS und Rohschlamm HKA-Wien im Vergleich mit Literaturdaten – Schubspannungen entstammen Abwärtsrampe des Messprogramms 500-180/300/180 bei  $\dot{\gamma}=500s^{-1}$ ; Anpassungen mit Exponentialfunktionen; Polymerkonz.-Rohschlamm = 3,93 kg WS/t TS

## 4.2 Korrelation TS-Gehalt/Schubspannung bei FS

Von den zehn ausgewerteten Messungen wurde die Hälfte zwischen Ende April und Anfang September 2013 („Sommer“) durchgeführt. Die Schubspannungen dieser Messungen liegen ca. auf dem Niveau der Literatur-Auswertung (Abbildung 9).

Die andere Hälfte der Messungen – durchgeführt zwischen Mitte September 2013 und Mitte Jänner 2014 („Winter“) – ergaben deutlich höhere Schubspannungen (Abbildung 9). Dies dürfte vor allem auf das verringerte Schlammalter der Faulung (18 Tage anstelle 25 Tage) in dieser Zeit zurückzuführen sein. Durch das geringere Schlammalter wird weniger oTS abgebaut, der oTS-Gehalt also erhöht. Nach Moshage (2004) steigt dadurch tendenziell die Viskosität des FS. Weiter ist der aTS-Gehalt des Abwassers im Winter kleiner, da in der kalten Jahreszeit nur selten größere Starkregenereignisse (Kanalspülung) auftreten. Tendenzial erhöht dies ebenfalls den oTS-Gehalt des FS und somit die Schubspannungen.

Bei den FS-Proben weist vor allem die „Winter“-Messreihe einen viel geringeren funktionalen Zusammenhang zwischen TS-Gehalt und Schubspannung auf als die ÜS- und Rohschlammproben (Abbildung 9). Dies liegt daran, dass die FS-Proben nicht einer Gesamtprobe entstammen. Dadurch steigt im Gegensatz zu den Ergebnissen bei ÜS- und Rohschlamm der Einfluss anderer Faktoren auf die Schubspannung (z.B. oTS-Gehalt, Mischungsverhältnis PS/ÜS).

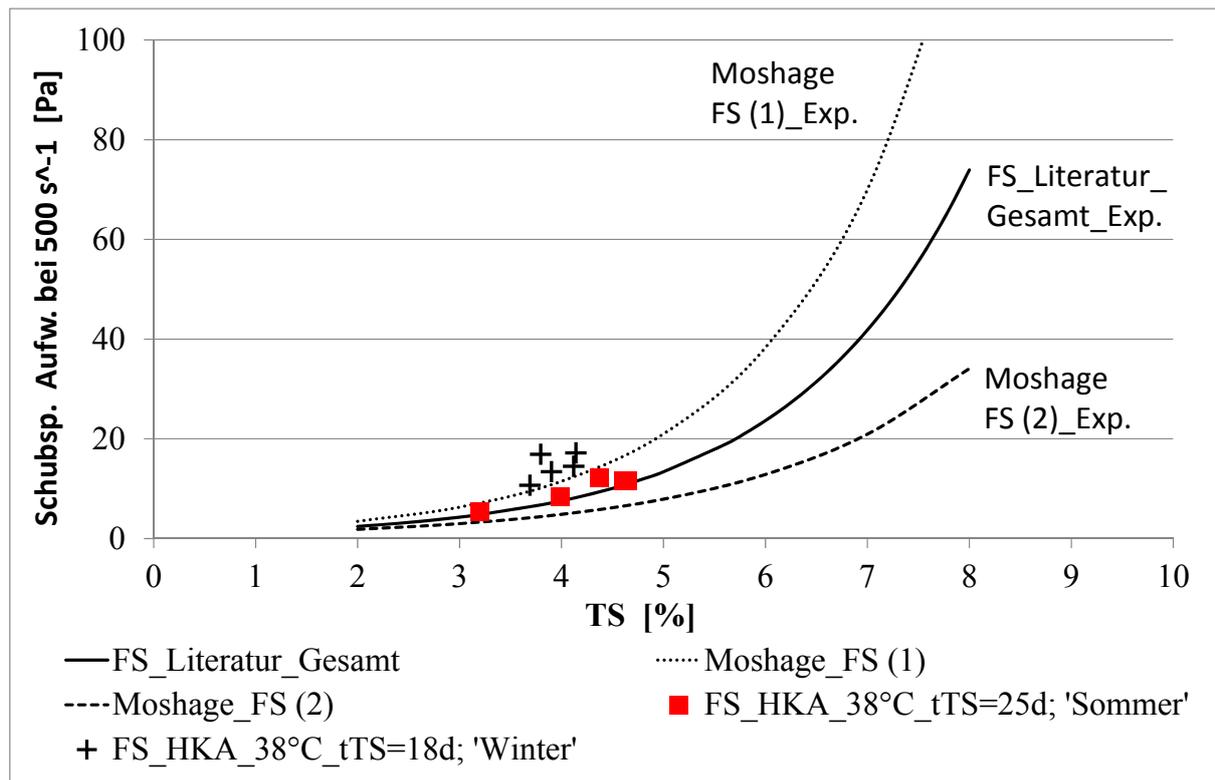


Abbildung 9: Schubspannung vs. TS-Gehalt: FS-HKA Wien im Vergleich mit Literaturdaten – Schubspannungen entstammen Aufwärtsrampe des Messprogramms 500-180/300/180 bei  $\dot{\gamma}=500 \text{ s}^{-1}$

### 4.3 Verlusthöhenberechnung und Validierung der rheologischen Messungen

#### 4.3.1 Allgemeines

Die rohrhydraulischen Verlusthöhenberechnungen basieren auf den bei den rheologischen Messungen ermittelten Fließkurven und den in Abschnitt 2.4.1 - 2.4.3 erläuterten nicht-newtonschen Berechnungsansätzen.

#### 4.3.1 Fließkurven und Ostwald-de Wale bei Rohschlamm

Für die Berechnungen bei Rohschlamm sind die Aufwärtsrampen der Fließkurven heranzuziehen (unbeanspruchter Schlamm direkt nach MÜSE). Da

die Aufwärtsrampen des Rohschlammes bei kleinen Scherraten eine charakteristische Schubspannungsspitze aufwies, konnten diese erst ab einer Scherrate von  $50\text{-}120\text{ s}^{-1}$  ausgewertet werden (Abbildung 10). Die Genauigkeit der Anpassung für die rohrhydraulischen Berechnungen stellte sich aber als ausreichend dar.

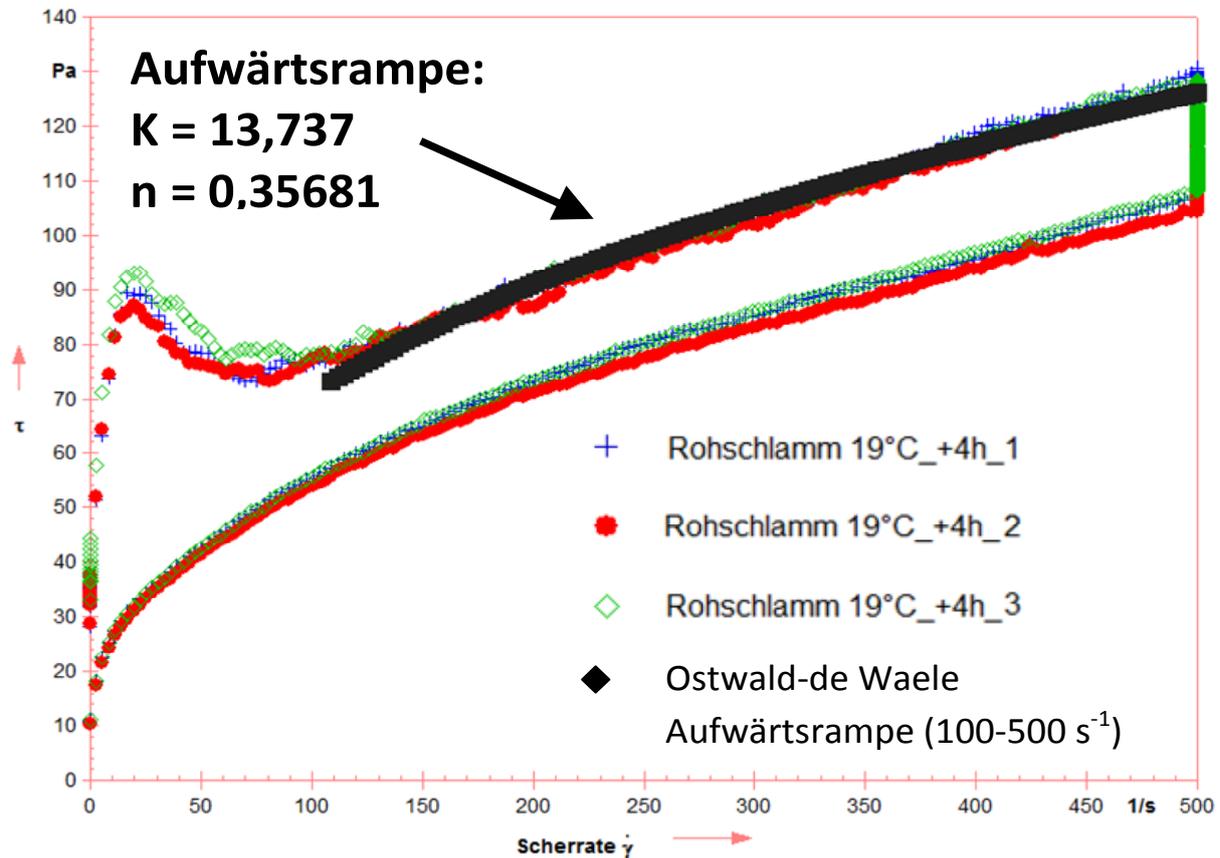


Abbildung 10: Fließkurven Rohschlamm Pilotanlage HKA-Wien – TS=7,2%; T=19°C; Polymerkonzentration=1,9 kg WS/T TS; Zeitverzögerung~4h; Messprogramm: 500-180/300/180; 3 Replikate + Anpassungsfunktion Ostwald-de Waele an Aufwärtsrampe des Mittelwerts der 3 Replikate

#### 4.3.1 Rohrhydraulische Verlusthöhen Rohschlamm

Bei einem Rohrdurchmesser von 50 mm und einer Geschwindigkeit von 1 m/s liegen die Verlusthöhen des Rohschlammes mit 8% TS-Gehalt bei rund 1 m/m (Abbildung 11). Die Verlusthöhen sind damit ca. 30-40mal höher als bei Wasser. Die Schubspannung bzw. Viskosität übersteigt dabei jene von Wasser um mehr als das 200-fache.

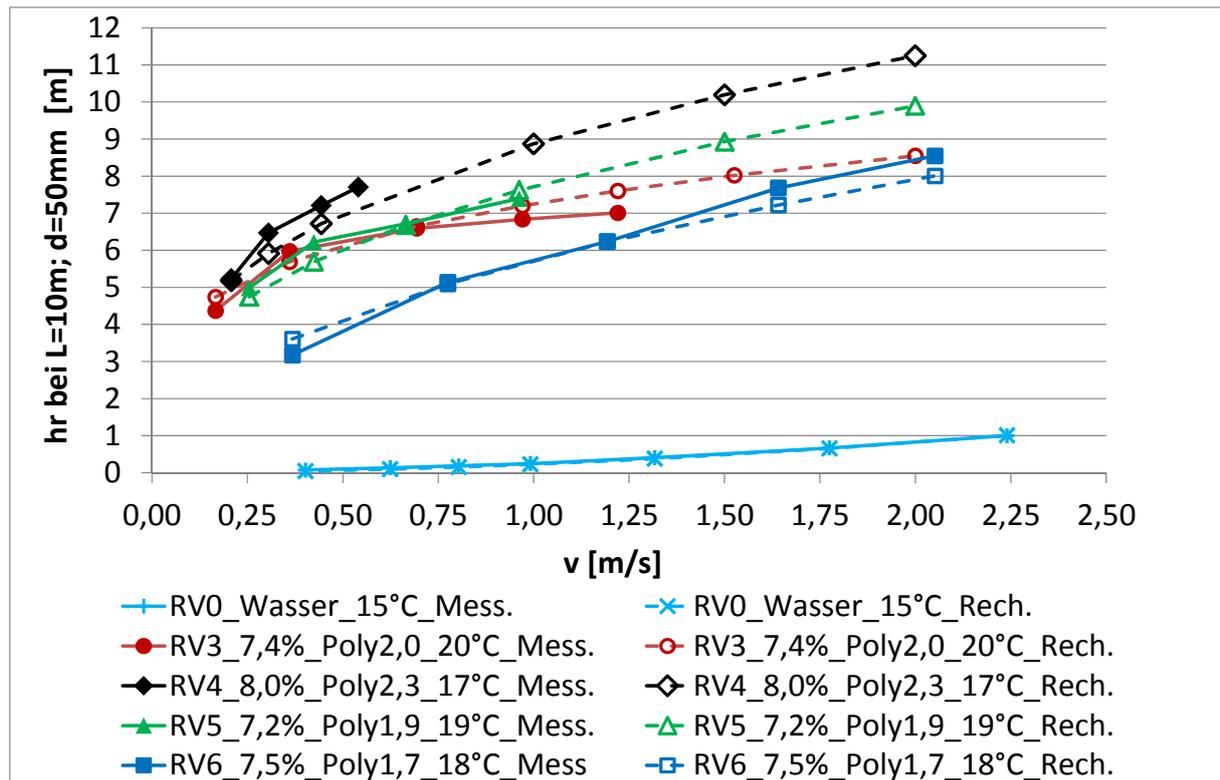


Abbildung 11: Verlusthöhen Rohschlamm HKA-Wien in Abhängigkeit von  $v$ ;  $D=50\text{mm}$ ;  $L=10\text{m}$ ; Poly=Polymerkonzentration [kg WS/t TS]

Eine Besonderheit von Klärschlamm mit hohem TS-Gehalt liegt in der geringen Zunahme der Verlusthöhen bei steigender Geschwindigkeit. Die Verluste bei Rohschlamm mit 7-8% TS-Gehalt steigen auf Grund des strukturviskosen Fließverhaltens mit steigender Geschwindigkeit degressiv an. Bei Verdoppelung der Geschwindigkeit von 1 m/s auf 2 m/s erhöhen sich die Verlusthöhen um nur 20-30%; bei Wasser im Vergleich dazu um  $\sim 250\%$ .

Die auf Basis der rheologischen Messungen durchgeführten hydraulischen Berechnungen (Rech.) werden durch die Differenzdruckmessungen entlang der Versuchsstrecke (Mess.) trotz multipler möglicher Fehlerquellen bestätigt. Die Abweichungen betragen dabei im Mittel ca. 5%. Die verwendeten nicht-newtonschen Berechnungsansätze erwiesen sich für Rohschlamm mit hohem TS-Gehalt somit als praxistauglich.

#### 4.3.2 Fließkurven und Ostwald-de Waele bei Faulschlamm

Für die Verlusthöhenberechnungen bei FS sind ebenfalls die Aufwärtsrampen heranzuziehen (unbeanspruchter Schlamm direkt nach Faulbehälter). In Abbildung 12 sind die Fließkurve und die beiden Anpassungsfunktionen an die Aufwärts- und Abwärtsrampe eines FS mit einem TS-Gehalt von 3,9% dargestellt.

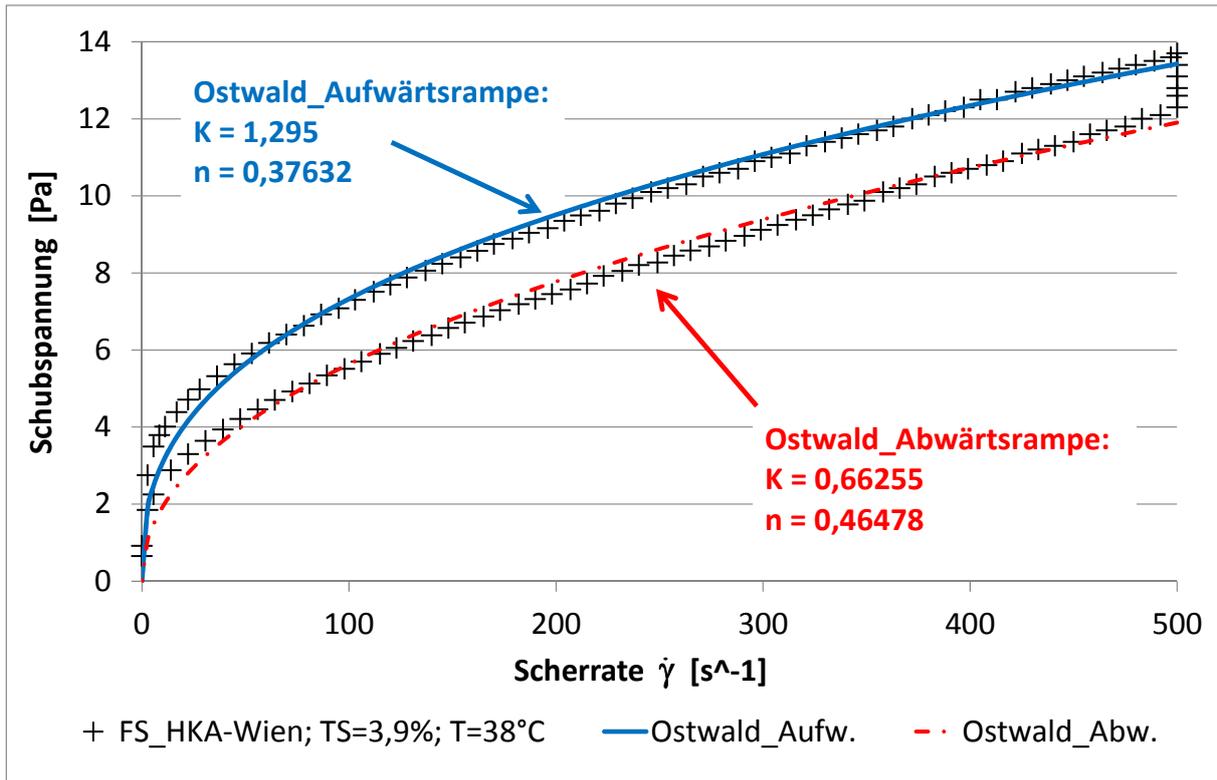


Abbildung 12: Fließkurve Faulschlamm Pilotanlage HKA-Wien – TS=3,9%; T=38°C; Messprogramm: 500-180/300/180; Anpassungsfunktion Ostwald-de Wale an Aufwärts- und Abwärtsrampe

### 4.3.3 Rohrhydraulische Verlusthöhen Faulschlamm

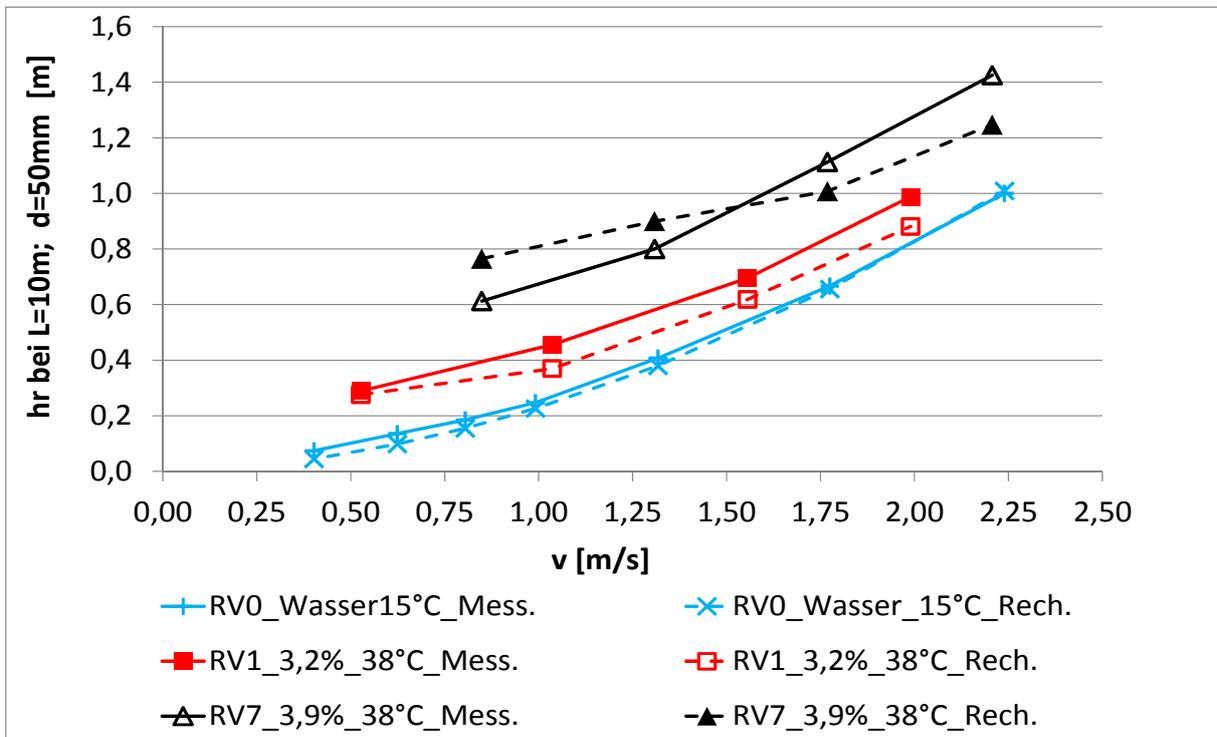


Abbildung 13: Verlusthöhen Faulschlamm HKA-Wien in Abhängigkeit der Geschwindigkeit; D=50mm; L=10m

Der untersuchte FS weist auf Grund der Schlammart und des geringeren TS-Gehalts eine weniger stark ausgeprägte Strukturviskosität auf. Die Verluste bei steigender Geschwindigkeit nehmen daher progressiv zu – jedoch weniger stark als bei Wasser. Bei einem Rohrdurchmesser von 50 mm und einer Geschwindigkeit von 1 m/s liegen die Verlusthöhen des FS mit ~4% TS-Gehalt bei rund 0,1 m/m; bei Wasser im Vergleich dazu bei rund 0,02 m/m (Abbildung 13).

Die Berechnungen (Rech.) werden auch bei FS durch die Differenzdruckmessungen (Mess.) in Ihrer Größenordnung bestätigt, die Abweichungen betragen dabei im Mittel ca. 13%. Die verwendeten nicht-newtonschen Berechnungsansätze erwiesen sich auch bei FS als praxistauglich und gestatten viel bessere Näherungen als die newtonsche Rohrhydraulik.

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Auf der HKA-Wien ist bis zum Jahr 2020 der Bau einer Faulung mit erhöhtem Trockensubstanzgehalt geplant. Dieser Beitrag konzentrierte sich auf die Auswirkungen des hohen TS-Gehalts auf die Viskosität und die rohrhydraulischen Verlusthöhen des Roh- und Faulschlammes der HKA-Wien.

Bei ÜS- und Rohschlamm konnte der funktionale Zusammenhang zwischen TS-Gehalt und Schubspannung sowohl mit einer Exponential- als auch einer Potenzfunktion angenähert werden. Das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  lag dabei jeweils über 0,98. Der Einfluss der Temperatur auf die Schubspannungen von ÜS- und Rohschlamm war deutlich erkennbar. Die Viskositäten von ÜS sind höher als bei der Mischung von ÜS und Primärschlamm. Die geringsten Viskositäten ergeben sich bei Faulschlamm. Die Viskosität des Rohschlamm-Zulaufs zur Faulung mit einem TS-Gehalt von 8% übersteigt die Viskosität von Wasser um mehr als das 200-fache.

Bei einem Rohrdurchmesser von 50 mm und einer Geschwindigkeit von 1 m/s errechnen sich die Verlusthöhen bei Rohschlamm mit 8% TS-Gehalt zu rund 1 m/m und bei FS mit 4% TS-Gehalt zu rund 0,1 m/m. Damit liegen die Verlusthöhen von FS um ca. 4mal, jene von Rohschlamm um ca. 30-40mal höher als bei Wasser (jeweils bezogen auf  $v=1\text{m/s}$ ,  $D=50\text{mm}$ ). Die verwendeten Ansätze der nicht-newtonschen Rohrhydraulik konnten durch Differenzdruckmessungen validiert werden.

Faulungen mit erhöhtem TS-Gehalt sind ein innovativer Weg um Investitionskosten zu senken; sowie um Platz bzw. Baugrund zu sparen. Die Rheologie von Klärschlamm stellt hierbei ein entscheidendes Kriterium dar, bei

dem noch mehrere wissenschaftliche Fragestellungen / Arbeiten zu klären bzw. durchzuführen sind:

- Einfluss TS-Gehalt auf Rheologie von Primärschlamm
- Einfluss weiterer Faktoren auf die Rheologie von Klärschlamm (oTS-Gehalt, EPS-Gehalt, Schlammalter, SVI, weitere Parameter?)
- Analyse, Validierung und Vergleich weiterer Arbeiten zur Rheologie von Klärschlamm
- Analyse und Vergleich unterschiedlicher nicht-newtonscher Berechnungsansätze; insbesondere der Vergleich von Ansätzen, die auf Ostwald-de Waele beruhen mit jenen die auf Herschel-Bulkley beruhen
- Aufbau einer Datenbank weltweit durchgeführter rheologischer Messungen (Primärschlamm, ÜS, Rohschlamm, FS) in Hinsicht auf Validierung und Kalibrierung von Anpassungsfunktionen und Berechnungsansätzen

Praktisches Ziel dieser Untersuchungen könnte ein rheologisch-hydraulisches „Berechnungs- bzw. Prognose-Tool“ sein, dass bei Eingabe der relevanten Parameter und Größen ( $D$ ,  $v$ ,  $L$ , Schlammart, TS-Gehalt, Temperatur, Schlammalter, oTS-Gehalt, EPS-Gehalt, SVI, Polymer, weitere Parameter?) automatisch die rohrhydraulische Verlusthöhe berechnet. Weiter offene Forschungshemen sind der Einfluss eines erhöhten TS-Gehalts auf die Einmischung von Rohschlamm in Faulschlamm, auf die Wärmeübertragung in Wärmetauschern und auf die aufzuwendende Mischenergie in Faulbehältern.

In den letzten Jahren wird verstärkt über Faulungen für kleine und mittlere Kläranlagen ab ca. 20.000-40.000 EW nachgedacht (Füreder et al., 2012), das diesbezügliche Potential in Österreich liegt bei 60-70 kommunalen Kläranlagen >20.000 EW. Bei der Realsierung von Faulungen mit erhöhtem TS-Gehalt spielt die Rheologie von Klärschlamm in jedem Fall eine entscheidende Rolle.

## 6 Literatur

- Annen, G. (1961). Rohrströmung von Klärschlamm. Beitrag zur Hydraulik nicht-newtonscher Flüssigkeiten. Dissertation, Technische Hochschule Karlsruhe.
- ATV. (1996). Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage. Verlag Ernst & Sohn.
- Bau, K. (1986). Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlamm-Vorentwässerung. Verein zur Förderung des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt.

- Baudez, J. C., Markis, F., Eshtiaghi, N. & Slatter, P. (2011). The rheological behaviour of anaerobic digested sludge. *Water Research*, 45, 5675-5680.
- Bollrich, G. (2000). *Technische Hydromechanik - Band 1 Grundlagen (5. Auflage)*. Verlag Bauwesen, Berlin.
- Böhme, G. (2000). *Strömungsmechanik nicht-newtonscher Fluide*. Teubner, Stuttgart, 2000
- Chhabra, R. P., Richardson, J.F. (2008). *Non-Newtonian Flow and Applied Rheology: Engineering Applications*. Butterworth-Heinemann/Elsevier, Amsterdam, 2008
- DIN 1342-1. (2003). *Viskosität - Teil 1: Rheologische Begriffe*. Nationales Arbeitsgremium - Viskosität und Viskoelastizität. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 53019-1. (2008). *Viskosimetrie - Messung von Viskositäten und Fließkurven mit Rotationsviskosimetern - Teil 1: Grundlagen und Messgeometrie*. Nationales Arbeitsgremium - Viskosimetrie. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.
- Dodge, D. W. & Metzner, A. B. (1959). Turbulent Flow of Non-Newtonian Systems. *AIChE Journal*, 5, 189-204.
- Eshtiaghi, N., Markis, F. & Slatter, P. (2012). The laminar/turbulent transition in a sludge pipeline. *Water Sci Technol*, 65, 697-702.
- Füreder, K., Reichel, M., Schaar, H., Svoldal, K. (2012), *KLARAS, Einsatz von Schlammfaulanlagen auf kleinen und mittleren kommunalen Kläranlagen – Grenzen der Wirtschaftlichkeit, Machbarkeitsstudie im Auftrag des Landes Niederösterreich*
- Füreder, K. (2013). *Der Einfluss des Trockensubstanzgehalts auf die Fließfähigkeit von Überschuss-, und Faulschlamm der Hauptkläranlage Wien*. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Günder, B. (1999). *Rheologische Eigenschaften von belebten Schlämmen und deren Einfluss auf die Sauerstoffzufuhr*. *Korrespondenz Abwasser*, 46. Jahrgang, Nr. 12, 1896-1904.
- Hellmann, D. H. & Riegler, G. (2003). *Maschinentechnik in der Abwasserreinigung*. WILEY-VGH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.
- Klinksieg, K. (2010). *Charakterisierung des Absetzverhaltens von kommunalen Klärschlämmen mit Hilfe rheologischer Messungen*. Gesellschaft zur Förderung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e.V.
- Kroiss, H., Svoldal, K., Reichel, M. & Doblinger, H. (2010). *EOS - Energie-Optimierung Schlammbehandlung (Tech. Rep.)*. Technische Universität Wien.
- Markis, F., Hii, K., Parthasarathy, R., Baudez, J., Slatter, P. and Eshtiaghi, N. (2013). 'Rheological characterization of blends of primary and secondary sludge', in Kathy Hirschfeld (ed.) *Chemeca 2013: Challenging Tomorrow*, Barton, ACT, Australia, 29 September - 2 October 2013, pp. 1-6.
- Metzner, A. B. & Reed, J. C. (1955). Flow of Non-Newtonian Fluids - Correlation of the Laminar, Transition, and Turbulent-Flow Regions. *Aiche Journal*, 1434-440.
- Mezger, T. G. (2010). *Das Rheologie Handbuch (3., überarb. Aufl.)*. Vincentz Network, Hannover.

- Mishra, P. & Tripathi, G. (1971). Transition from laminar to turbulent flow of purely viscous non-Newtonian fluids in tubes. *Chemical Engineering Science*, 26, 915-921.
- Mori, M., Seyssiecq, I. & Roche, N. (2006). Rheological measurements of sewage sludge for various solids concentrations and geometry. *Process Biochemistry*, Vol. 41, Issue 7, 1656-1662.
- Moshage, U. (2004). Rheologie kommunaler Klärschlämme – Messmethoden und Praxisrelevanz. Gesellschaft zur Förderung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig. V.
- Ratkovich, N., Horn, W., Helmus, F., Rosenberger, S., Naessens, W., Nopens, I. & Bentzen, T. (2013). Activated sludge rheology: A critical review on data collection and modelling. *Water Research*, Vol. 47, 463-482.
- Rudman, M., Blackburn, H.M., Graham, L.J.W. and Pullum, L., (2004). Turbulent pipe flow of shear-thinning fluids. *Non-Newt. Fluid Mech.* 118; 33-48.
- Rosenberger, S., Kubin, K. & Kraume, M. (2002). Rheologie von Belebtschlamm in Membranbelebungsreaktoren. *Chemie Ingenieur Technik*, 74. Jahrgang, Nr. 4, 487-494.
- Ryan, N. & Johnson, M. (1959). Transition from laminar to turbulent flow in pipes. *AIChE Journal*, Vol. 5, 433-435.
- Slatter, P. T. (1997). The rheological characterisation of sludges. *Water Science Technology*, Vol. 36, No. 11, 9-18.
- Slatter, P.T. (2008). Pipe flow of highly concentrated sludge. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* Vol. 43, 1516-20.
- Trinh, K.T. (2010). On The Critical Reynolds Number For Transition From Laminar To Turbulent Flow. Massey University, New Zealand.
- Wahrig-Fremdwörterlexikon. (2007). Deutscher Taschenbuch Verlag GmbH & Co. KG, München.

**Korrespondenz an:**

Klemens Füreder

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien  
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel.: 01/58801/22629

Mail: [k.fuereder@iwag.tuwien.ac.at](mailto:k.fuereder@iwag.tuwien.ac.at)

# Rückgewinnung von Phosphor aus dem Abwasser – Möglichkeiten und Grenzen

Lukas Egle, Helmut Rechberger, Matthias Zessner

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

**Abstract:** Phosphor (P) ist eine essentielle und endliche Ressource, die eine Grundlage für die gegenwärtig hohen Erträge in der Landwirtschaft darstellt, derzeit jedoch weitgehend linear verwendet wird. Nationale P-Bilanzen zeigen das große P-Potential in Güterflüssen wie Abwasser oder tierische Abfällen, welches durch eine direkte Rückführung in die Landwirtschaft aus verschiedenen Gründen nur zu einem geringen Anteil genutzt wird. Mit zahlreichen in den letzten Jahren entwickelten Verfahren könnte P aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammasche in vielen Fällen in sehr reiner Form rückgewonnen und damit der Nährstoffkreislauf teilweise wieder geschlossen werden. Im Rahmen der TU-Wien Studie „P-Recycling aus dem Abwasser“ wurden ausgewählte Verfahren umfassend nach technologischen, ökologischen und ökonomischen Kriterien bewertet. Auf Basis dieser Ergebnisse werden in diesem Beitrag realistische Abschätzungen der Möglichkeiten und Grenzen der P-Rückgewinnung hinsichtlich Rückgewinnungspotentiale, Schadstoffe und Kosten in enger Abstimmung mit den gegebenen Strukturen der österreichischen Siedlungswasserwirtschaft ausgearbeitet. Hervorzuheben ist dabei, dass z.B. mit Konzepten zur Rückgewinnung von P aus der Klärschlammasche und in weiterer Folge Tiermehlen, ein beträchtliches Ausmaß an P mit geringem zusätzlichem finanziellem Aufwand rückgewonnen werden kann.

**Key Words:** Phosphorrückgewinnung Abwasser, Technologische Ansätze, Rückgewinnungspotential, Schwermetalle, ökonomische Bewertung,

## 1 Einleitung

Durch wiederholtes Eindampfen von Urin entdeckte Hennig Brand im Jahre 1669 Phosphor (P) in seiner reinen Form als weißen Phosphor (P<sub>4</sub>). Während P anfänglich vor allem bei der Herstellung von Streichhölzern Bedeutung fand, entdeckt man schnell dessen Bedeutung und Notwendigkeit für alle Lebewesen als essentielles Nährelement und damit auch dessen Potential zur Verbesserung der Erträge in der Landwirtschaft. Seit Beginn des 19. Jahrhunderts werden in

der Landwirtschaft neben den bekannten organischen Düngern wie Gülle und menschliche Ausscheidungen auch Kunstdünger eingesetzt. Zuerst in Form von Guano (Vogelkot von Meeresvögel) und in weiterer Folge auch Phosphaterze, die durch einen sauren Aufschluss mittels Schwefelsäure wasserlöslich und damit sofort pflanzenverfügbar werden (John Bennet Lawes, 1843). Mit Ende des zweiten Weltkrieges kann ein rasanter und stetiger Anstieg bei der Verwendung von Rohphosphaten zur Mineraldüngerherstellung beobachtet werden. Gegenwärtig werden jährlich rund 180 Millionen Tonnen Rohphosphat abgebaut, wobei 80-90% für die Herstellung von Düngern eingesetzt wird (Van Kauwenbergh, 2010). Bis zum Jahr 2007/2008 fiel Phosphor bzw. Rohphosphat an den Rohstoffmärkten vor allem mit seiner preislichen Konstanz auf, wobei der Preis abhängig von der Art des P-haltigen Düngemittels im Bereich von 0,5-1€/kg P lag. Ab diesem Zeitpunkt konnten dynamische Bewegungen mit Preissteigerungen von bis zu 400 % beobachtet werden (World Bank, 2013), welche auf verschiedene Faktoren zurückzuführen waren (u.a. Strafzölle, Wirtschaftskrise, Preisänderung von Rohstoffen zur Kunstdüngererzeugung). Zudem wurden Prognosen postuliert, die auf eine vollständige Ausbeutung der bekannten Lagerstätten in weniger als 90 Jahren schließen ließen. Dies war der Startschuss für eine kontroverielle und breite öffentliche Diskussion über diese essentielle, aber endliche und nicht substituierbare Ressource. Es wurde nach alternativen Stoffflüssen gesucht, um einer möglichen Erschöpfung entgegenwirken zu können bzw. diese zu verlangsamen. Zuerst wurden alternative P-haltigen Stoffflüsse detektiert (nationale P-Bilanzen) und im Anschluss mögliche Ansätze und Technologien entwickelt, die in der Lage sind, Phosphor aus diesen Stoffflüssen zu recyceln und wieder in den Stoffkreislauf zu integrieren. Gegenwärtig kann für Phosphor ein sehr schlechter Nutzungsgrad ermittelt werden, da nur rund 20-25% des in der Landwirtschaft eingesetzten Phosphors auch tatsächlich über die Nahrung aufgenommen wird. Auf der anderen Seite stehen potentielle P-reiche Abfallströme bereit, die kaum bzw. nicht genutzt werden. Primäres Ziel der Behandlungswege für entstehende P-reiche Abfallströme wie z.B. kommunales Abwasser und in weiterer Folge Klärschlamm oder tierische Abfälle ist die Vorbereitung für eine gesicherte Entsorgung (v.a. thermische Behandlungswege → Asche). Die Ressource Phosphor kann daher nach aktuellen wirtschaftlichen und technischen Gesichtspunkten als verloren angesehen werden. Detaillierte nationale P-Stoffflussanalyse für den Zeitraum 2004-2008 bestätigen diese Annahme und weisen teils massive Lageränderungen in Deponien (+1,1 kg P/E\*a) nach, die im Falle von z.B. Österreich sogar höher ausfallen als die Lagerbildung in landwirtschaftlichen Böden (+0,5 kg P/E\*a). Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, wurde intensiv an Möglichkeiten zur Rückgewinnung von

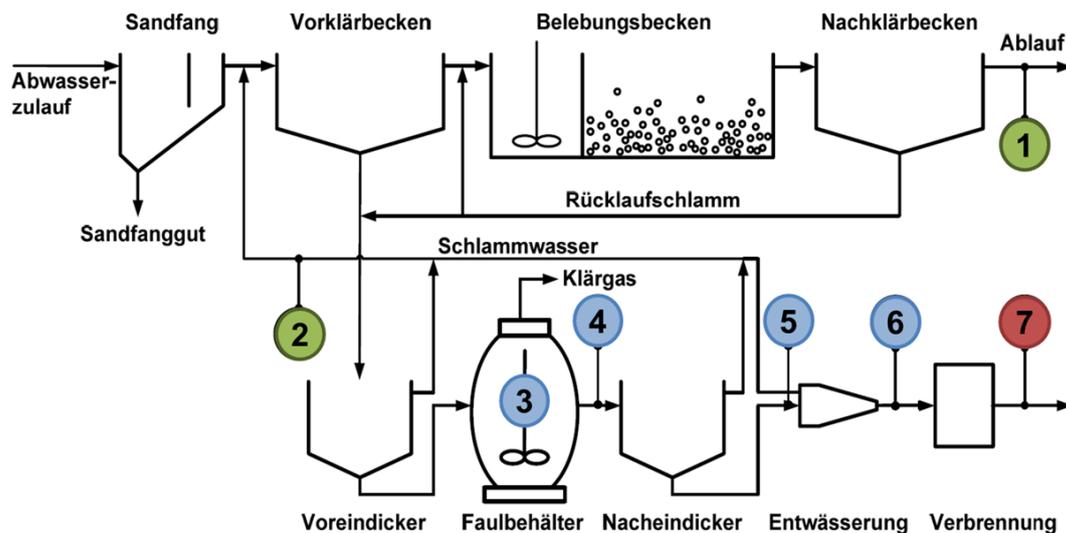
Phosphor aus dem Abwasser bzw. Klärschlamm und Klärschlammasche geforscht (Hermann, 2009).

## **2 Potentielle Stoffströme und technologische Ansätze**

Für eine Darstellung der Möglichkeiten und Grenzen der P-Rückgewinnung in Österreich sowie eine Erfassung der Relevanz möglicher Rückgewinnungskonzepte werden ausgewählte Stoffflüsse hervorgehoben. Auf Basis der aktuellsten Daten des Wirtschaftsjahres 2010/2011 wird eine jährlich Mineraldüngeraufbringung von 1,4 kg P/E ermittelt. Der Bedarf an Mineraldüngern muss vollständig über Importe abgedeckt werden. Über Futter- und Nahrungsmittelimporte gelangt noch einmal 1 kg P/E\*a nach Österreich, dem Exporte von rund 0,55 kg P/E\*a gegenüberstehen. Für jene Abwässer, die in kommunalen Kläranlagen behandelt werden, liegt das P-Potential bei rund 1 kg P/E\*a. In Abhängigkeit der Reinigungsleistung fällt damit mit dem Klärschlamm jährliche eine P-Fracht von 0,8-0,9 kg P/E an. Neben dem Klärschlamm sind vor allem die tierischen Abfälle und dabei die Tiermehle (bis zu 0,65 kg P/E\*a) als potentielle P-Quelle hervorzuheben (Egle et al., 2014).

### **2.1 Überblick Rückgewinnungsverfahren**

Aufbauend auf die in den vorangegangenen Fachbeiträgen der Wiener Mitteilungen (WIM 226, 228) dargestellten Rückgewinnungsverfahren (Abbildung 1) und der entwickelten Methodik für deren Bewertung werden im aktuellen Tagungsband einzelne ausgewählte Ergebnisse dargestellt. Der Fokus dieses Beitrages liegt dabei vor allem in einer Verknüpfung der Studienergebnisse „P-Recycling aus dem Abwasser“, vorrangig Rückgewinnungspotential, Schwermetallentfrachtung und Kosten, mit den vorhandenen Strukturen der österreichischen Siedlungswasserwirtschaft. Anhand von Szenarien soll das realistische Potential von P-Rückgewinnungskonzepten in Österreich dargestellt werden.



Prozesswasser/Ablauf	Klärschlamm (KS)	Klärschlammmasche (KSA)
① REM-NUT® [Ionentauscher, Fällung]	③ AirPrex® [Fällung]	⑦ AshDec® [Thermo-chemisch]
② Ostara Pearl Reactor® [Kristallisation]	④ Seaborne process® [Nasschemisch - Leaching]	⑦ PASCH [Nasschemisch - Leaching]
② DHV Crystalactor® [Kristallisation]	④ Stuttgarter process [Nasschemisch - Leaching]	⑦ LEACHPHOS® [Nasschemisch - Leaching]
② P-RoC [Kristallisation]	⑤ PHOXNAN [Nass-Oxidation]	⑦ RecoPhos® [Nasschemisch - Extraktion]
② PRISA [Fällung]	⑤ ⑥ Aqua Reci® [Superkritische Wasseroxidation]	⑦ SESAL-Phos [Nasschemisch - Leaching]
	⑥ MEPHREC® [Metallurgisch, Schmelzvergasung]	⑦ Thermphos (P <sub>4</sub> -Herstellung) [Thermo-elektrisch]
		⑦ ICL (Düngemittelherstellung) [Nasschemisch - Extraktion]

Abbildung 1: Übersicht möglicher Einsatzorte (oben) zur P-Rückgewinnung auf Kläranlagen und betrachtete Rückgewinnungstechnologien (unten)

### 3 Ausgewählte Ergebnisse „P-Recycling aus dem Abwasser“

#### 3.1.1 Rückgewinnungspotential

Als Orientierung wird in Abbildung 2 das theoretisch maximale Rückgewinnungspotential der betrachteten Technologien bezogen auf den Kläranlagenzulauf im Vergleich zu einer direkten Klärschlamm- bzw. Ascheaufbringung (~90 bzw. 87 %) dargestellt. Deutlich wird, dass mit Ausnahme von zwei Verfahren zur Rückgewinnung aus dem Klärschlamm (Aqua Reci®, MEPHREC®) vor allem über die Rückgewinnung aus der Asche der größte Anteil des abwasserbürtigen Phosphors rückgewonnen werden kann. Dabei unterscheiden sich die Verfahren zur Rückgewinnung aus der Asche grundlegend. Ziel der nasschemischen Leaching-Verfahren ist möglichst auch eine gleichzeitige Entfrachtung der Schwermetalle. Allerdings kann dadurch nur

rund 70-80 % des P-Potentials der Asche ausgeschöpft werden. Demgegenüber stehen jene Verfahren, die allein auf eine Verbesserung der Pflanzenverfügbarkeit des in der Asche chemisch gebundenen P abzielen (nasschemische Extraktionsverfahren) und das thermo-chemische AshDec® Verfahren zur teilweisen Entfrachtung von Schwermetallen. Diese Verfahren zeigen Rückgewinnungsquoten von 95-99 % bezogen auf den Ascheinput.

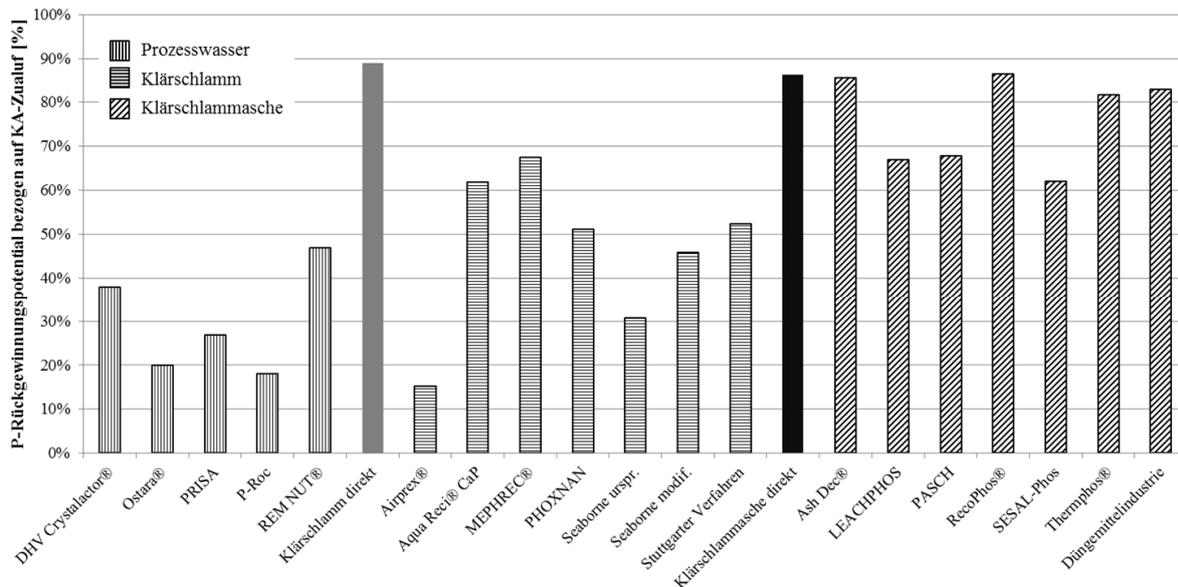


Abbildung 2: P-Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf

### 3.1.2 Schwermetallentfrachtung

Prozesswasser weist vergleichsweise geringe Schwermetallkonzentrationen auf, wodurch keine gezielte Schwermetallentfrachtung erforderlich ist. Im Vergleich dazu ist das Ziel der Verfahren zur Rückgewinnung von P aus dem Klärschlamm bzw. der Asche die Entfernung möglicher Störionen wie Eisen oder Aluminium sowie von Schwermetallen. Zur Darstellung des Wirkungsgrades der Entfrachtungsleistung der Verfahren wird die Methode der Schadeinheit angewendet (Brans, 2005). Dabei werden die Schwermetallgehalte der erzeugten Sekundärdünger in Relation zu einem definierten Grenzwert gestellt und der Quotient daraus ermittelt. Berücksichtigt werden die Schwermetalle Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wird auch der P-Gehalt der Endprodukte miteinkalkuliert. Ergebnis ist eine dimensionslose Einheit, die einen Vergleich der Produkte untereinander erlaubt. Dabei wird deutlich, dass für alle Produkte im Vergleich zu Klärschlamm bzw. Klärschlammasche eine signifikante Reduktion des Schadpotentials erreicht werden kann (Abbildung 3). Interessant sind die stark abweichenden Ergebnisse für die aus der Klärschlammasche erzeugten Endprodukte. Diese sind auf die vielfältigen Ansätze mit unterschiedlicher

Leistungsfähigkeit hinsichtlich SM-Entfrachtung zurückzuführen. Auffallend ist, dass mit Ausnahme eines möglichen Endproduktes aus der Düngemittelindustrie, alle Produkte deutlich besser als ein herkömmlicher Handelsdünger abschneiden.

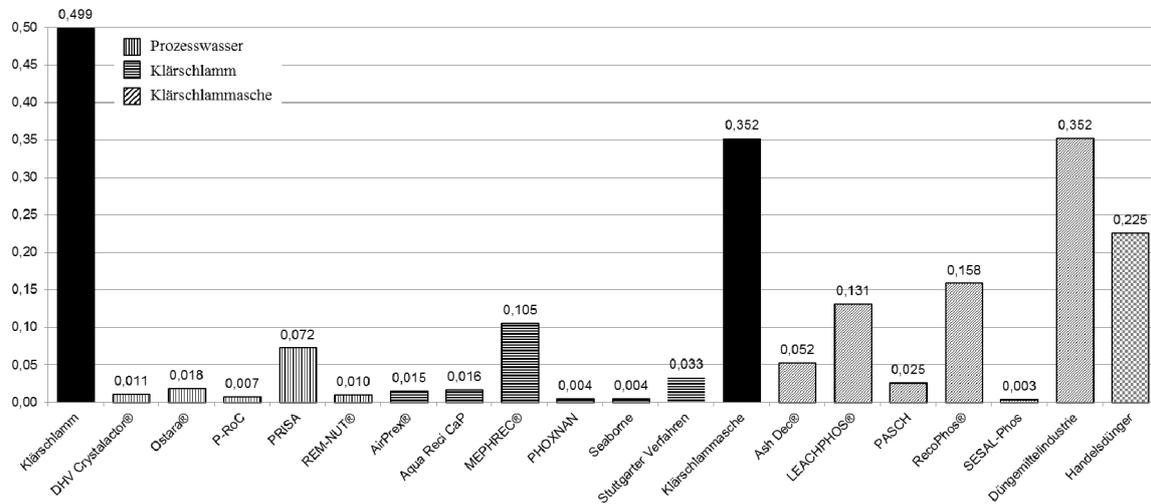


Abbildung 3: Schadeinheiten der unterschiedlichen Endprodukte der P-Recycling Verfahren

### 3.1.3 Kosten P-Rückgewinnung

Abbildung 4 zeigt die reinen Jahreskosten (Betriebs- und Kapitalkosten) als produkt- ( $\text{€/kg P}_{\text{rückg.}}$ ) und einwohnerwertspezifische ( $\text{€/EW} \cdot \text{a}$ ) Kosten ohne Berücksichtigung möglicher Einsparungen und Erlöse. Die Kreisgröße zeigt das Rückgewinnungspotential in  $\text{kg P/EW} \cdot \text{a}$  (maximal 0,65 mögliche = Zulauf Kläranlage). Als Referenzgröße wird eine Kläranlage mit 100.000 EW angenommen. Für die Rückgewinnung aus der Klärschlammmasche müssen größere Anlagen geplant werden, weshalb ein jährlicher Durchsatz von 30.000 t Asche angenommen wird. Als Orientierungswert wird der aktuelle Weltmarktpreis von  $\sim 2 \text{ €/kg P}$  herangezogen.

Die Jahreskosten für Verfahren zur Rückgewinnung von P aus dem Prozesswasser liegen im Bereich von 6-11 €/kg P. Unter der Berücksichtigung von möglichen Einsparungen und Erlösen sowie auf Kläranlagen  $> 100.000 \text{ EW}$  können diese Verfahren durchaus wirtschaftlich betrieben werden. Ressourcenintensive nasschemische Verfahren (Stuttgarter- und Seaborne Verfahren) sind äußerst teure Verfahren (12-16 €/kg P) und Einsparungspotential ist kaum gegeben. Ebenfalls kostenintensiv sind nassoxidative und metallurgische Verfahren. Allerdings besteht ein großes Potential zur Kostenreduktion aufgrund der Nutzung des Energiepotentials des Klärschlammes. Werden diese Verfahren als autonome Behandlungseinheiten betrachtet, können zudem Erlöse aus der Annahme des Klärschlammes lukriert

werden und ein wirtschaftlicher Betrieb ist durchaus möglich. Diese Annahmen sind jedoch noch mit hohen Unsicherheiten behaftet. Die Jahreskosten für Verfahren zur Rückgewinnung aus der Klärschlammasche liegen allesamt unter 7 €/kg P (Abbildung 4). Deutliche Unterschiede sind zwischen den nasschemischen Leaching Verfahren mit sehr guter Schwermetallentfrachtung (4,5-6,5 €/kg P) und nasschemischen Extraktionsverfahren mit fehlender Entfrachtung zu beobachten (0,5-2,5 €/kg P). Beim thermochemischen AshDec® Verfahren liegen die Kosten, abhängig von der Umsetzungsvariante (heiße Asche, kalte Asche), ebenfalls in diesem Bereich. Vorteil der Verfahren ohne gezielte Entfrachtung und dem thermochemischen Verfahren ist, dass die Asche quasi Bestandteil des Endproduktes ist. Während bei den nasschemischen Leaching-Verfahren die P-arme Asche (0,7-1 t/t Inputasche) kostenintensiv entsorgt werden muss, entfällt diese Kostenstelle bei den weiteren Verfahren. Zudem ist das Endprodukt des RecoPhos® Verfahren aufgrund seiner Eigenschaften mit einem handelsüblichen Mineraldünger vergleichbar, womit bereits jetzt hohe Erlöse aus dem Produktverkauf erzielt werden können. Für die beiden neu entwickelten Ansätze AshDec® und RecoPhos® ist daher unter Umständen bereits heute ein wirtschaftlicher Betrieb möglich. Selbiges gilt bei der Integration der Klärschlammasche in bestehende industrielle Prozesse (Düngemittelindustrie, Thermphos®).

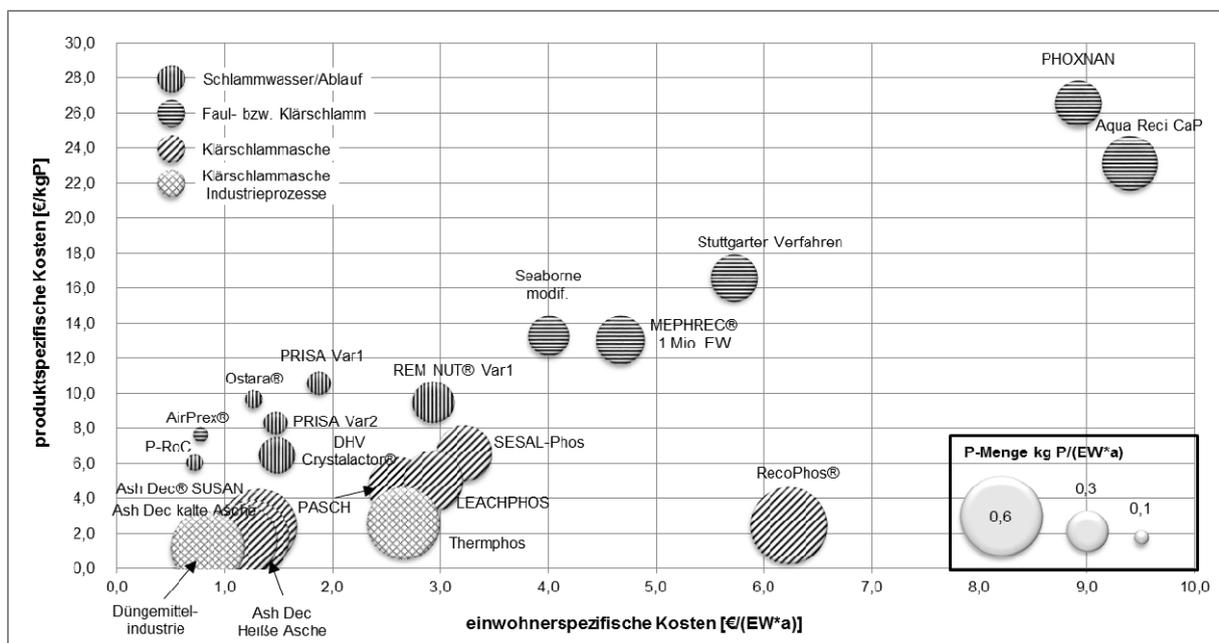


Abbildung 4: Jahreskosten der P-Rückgewinnungsverfahren ohne Einsparungen und Erlöse

## 4 P-Rückgewinnung in Österreich

### 4.1 Strukturen der Siedlungswasserwirtschaft

Zur Einhaltung der strikten Phosphorgrenzwerte laut Abwasseremissionsverordnung ist in Österreich der Einsatz von Eisen- bzw. Aluminiumfällmittel üblich. Nur wenige Kläranlagen mit reiner biologischen P-Entfernung (BioP) werden in Österreich betrieben. Für Rückgewinnungsverfahren aus dem Prozesswasser und einzelne Verfahren aus dem Klärschlamm ist allerdings eine biologische P-Elimination die Voraussetzung, wodurch deren Einsatz in Österreich bereits dadurch stark eingeschränkt ist. In Österreich sorgen derzeit rund 1.840 Kläranlagen für eine gesicherte Reinigung der anfallenden Abwässer. Die dabei jährlich entstehende Klärschlammmenge kann mit rund 260.000 t TS beziffert werden, wobei rund  $\frac{1}{4}$  in Wien auf der Hauptkläranlage anfallen. Bemerkenswert ist auch, dass in jenen 30 Kläranlagen mit einer Belastung  $> 100.000$  EW rund 55 % des anfallenden Abwassers behandelt werden. Bei Betrachtung aller Kläranlage  $> 2.000$  EW könnte sogar auf 98 % des abwasserbürtigen Phosphor zugegriffen werden. Das entspricht rund einem Drittel der 1.800 Kläranlagen (Abbildung 5).

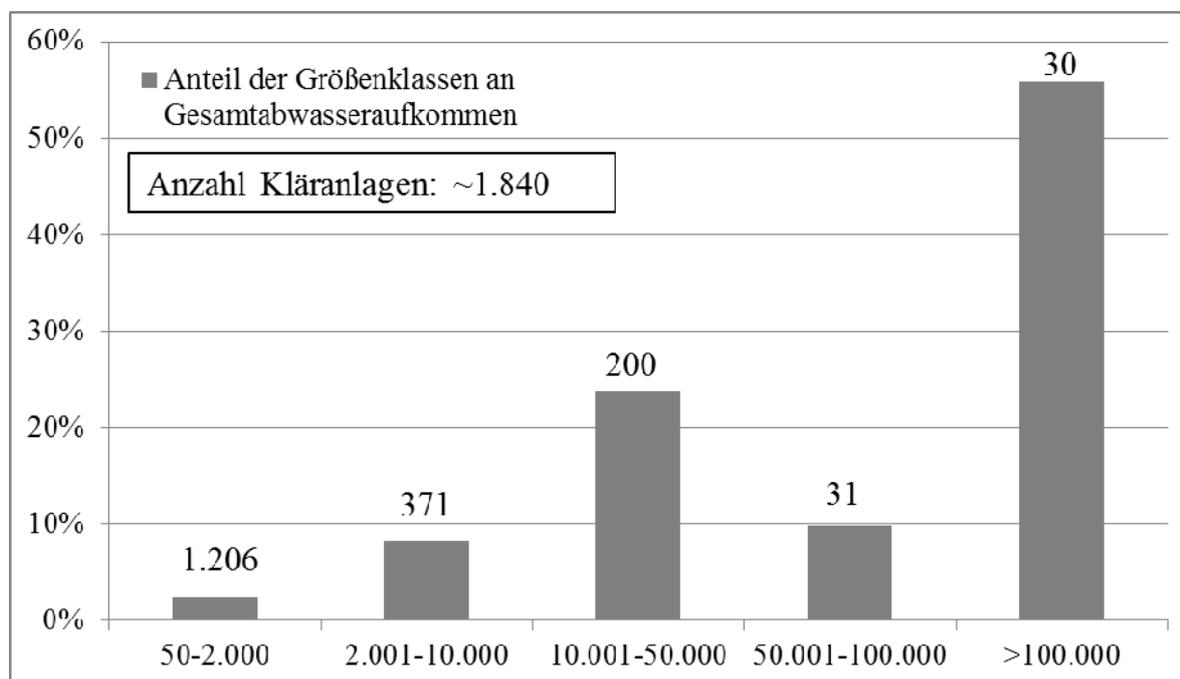


Abbildung 5: Aufgliederung des Gesamtabwasseraufkommens in Relation zu den Größenklassen der Kläranlagen in Österreich

### 4.2 Klärschlammbehandlung- Entsorgung und Verwertung

Der Umgang mit Klärschlamm ist in Österreich nicht einheitlich geregelt und fällt in die Kompetenz der Länder. Beispielhaft gilt in Wien und Tirol ein grundsätzliches Verbot der direkten landwirtschaftlichen Klärschlamm-

verwertung. Die direkte landwirtschaftliche KS-Verwertung kann als kostengünstigste Variante des P-Recycling betrachtet werden. Allerdings werden derzeit nur rund 16 % des österreichischen Klärschlammes direkt in der Landwirtschaft ausgebracht (BAWP, 2009). Die indirekte Ausbringung in Form von Komposten oder Biogasgülle kann nur mit hohen Unsicherheiten erfasst werden, liegt wohl aber bei rund 10 % des kommunalen Klärschlammaufkommens. Das bedeutet, dass nur rund 25 % des im Klärschlamm vorhandenen Phosphors im Sinne einer Kreislaufführung auf die landwirtschaftlichen Felder aufgebracht werden. Rund 50 % werden thermisch verwertet, wobei bereits mehr als die Hälfte in den Anlagen der Fernwärme Wien quasi monoverbrannt (Wirbelschichtöfen 1-3) wird und damit die Möglichkeit der Rückgewinnung von rund 0,21 kg P/E\*a aus der Klärschlammmasche bestünde. Durch die Behandlung in Müllverbrennungsanlagen, Zement- und Kohleindustrie aber auch bei Aufbringung im Landschaftsbau auf Flächen ohne entsprechenden Bedarf kann Phosphor als verloren betrachtet werden.

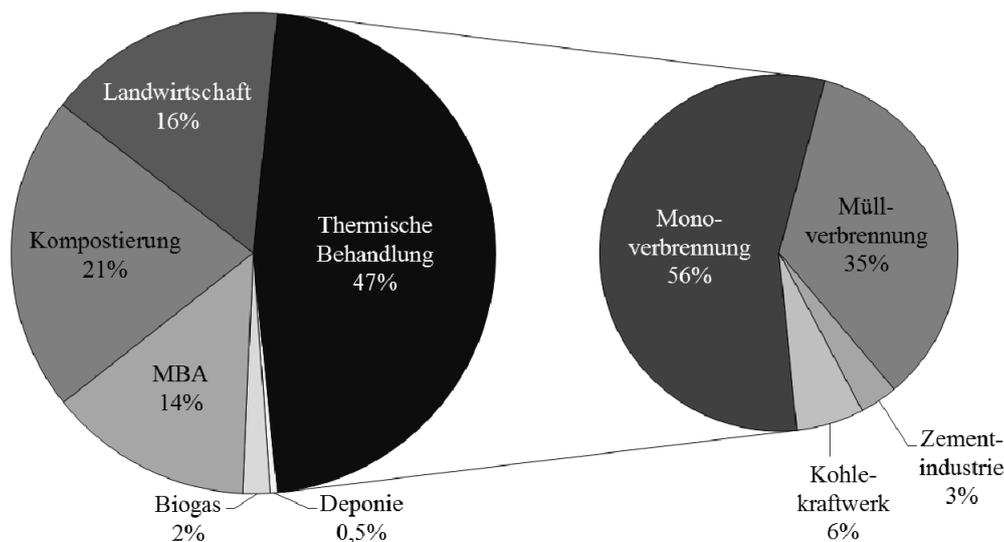


Abbildung 6: Klärschlammverwertung und -behandlung in Österreich (BAWP, 2009)

### 4.3 Strukturen der thermische Behandlung

Für mögliche Konzepte zur Rückgewinnung von P aus der Klärschlammmasche muss eine Vermischung mit P-armen Abfällen vermieden werden. Alternativ können P-reiche Abfallfraktionen wie Tiermehle mitverbrannt werden. Geeignete Feuerungstechnologie ist hierbei die Wirbelschichtfeuerung. Österreich verfügt über mehrere Wirbelschichtanlagen, wobei an dieser Stelle erwähnt werden muss, dass die Kapazitäten dieser Anlagen, mit Ausnahme der Wirbelschichtöfen der Fernwärme Wien, in erster Linie durch P-arme

Abfallstoffe gedeckt sind. Das bedeutet, dass für ein zukünftiges Rückgewinnungskonzept aus der Asche, neue Anlagen zu errichten sind.

#### Klärschlammaufkommen der Länder in t TS/a

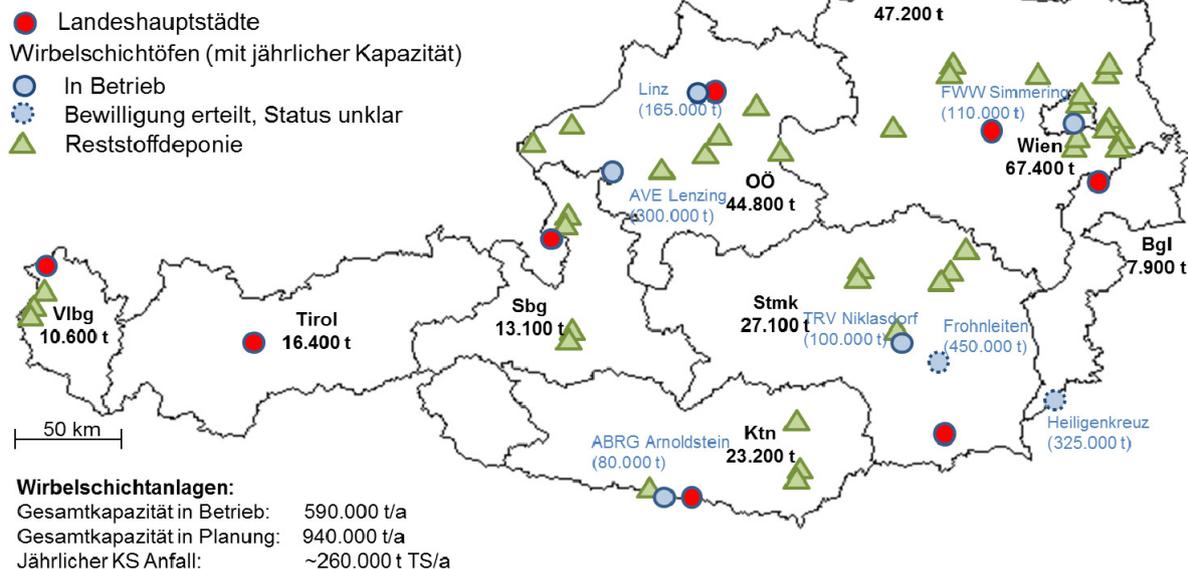


Abbildung 7: Wirkelschichtöfen mit Kapazitäten (in Betrieb und in Planung) in Österreich (BAWP, 2009; Stubenvoll et al, 2002)

#### 4.4 Szenarien zur P-Rückgewinnung in Österreich

Auf Grundlage verschiedener Szenarien soll die Möglichkeit der Umsetzung von verschiedenen Rückgewinnungskonzepten betrachtet werden (Tabelle 1)

Tabelle 1: Übersicht der betrachteten Szenarien

Szenario	P-Quelle und Verfahrensansatz	Verfahren	Umsetzung	Anlagengröße (EW)
SZ 1	<b>Prozesswasser</b>	Ostara, PRISA, P-RoC	***	>100.000
SZ 2a	<b>Klärschlamm</b> nasschemische	Stuttgarter, Seaborne	**/**	>100.000
SZ 2b	<b>Klärschlamm</b> Nassoxidativ, metallurgisch	MEPHREC®, PHOXNAN, AquaReci®	**	>2.000
SZ 3a	<b>Klärschlamm</b> Nasschemisch Leaching	PASCH, LEACHPHOS® SESAL-Phos	**	>2.000
SZ 3b	<b>Klärschlamm</b> Nasschemisch Extraktion, thermochemisch	RecoPho® Düngemittelindustrie, Thermphos®, AshDec®	***	>2.000

\*\*\*Großtechnisch, \*\* Pilotanlage, Halbtechnisch \* Labormaßstab

#### 4.4.1 Szenario 1: P-Rückgewinnung aus Teilströmen der Kläranlage

Wie bereits erwähnt können jene Verfahren, die weltweit bereits häufig großtechnisch umgesetzt werden, wie z.B. Ostara Pearl Reactor® oder AirPrex® aufgrund der fehlenden reinen biologischen P-Elimination auf Österreichs Kläranlagen nicht oder nur sehr eingeschränkt eingesetzt werden. Zudem können diese Verfahren erst auf Kläranlagen mit einer gewissen Belastung (>100.000 EW) wirtschaftlich betrieben werden. Aufgrund dieser Limitation und der Tatsache, dass nur ein kleiner Teilstrom der Kläranlage für die Rückgewinnung in Frage kommt, wäre das Rückgewinnungspotential im Hinblick auf das P-Potential im Abwasser im nationalen Kontext ohnehin äußerst gering (Abbildung 8).

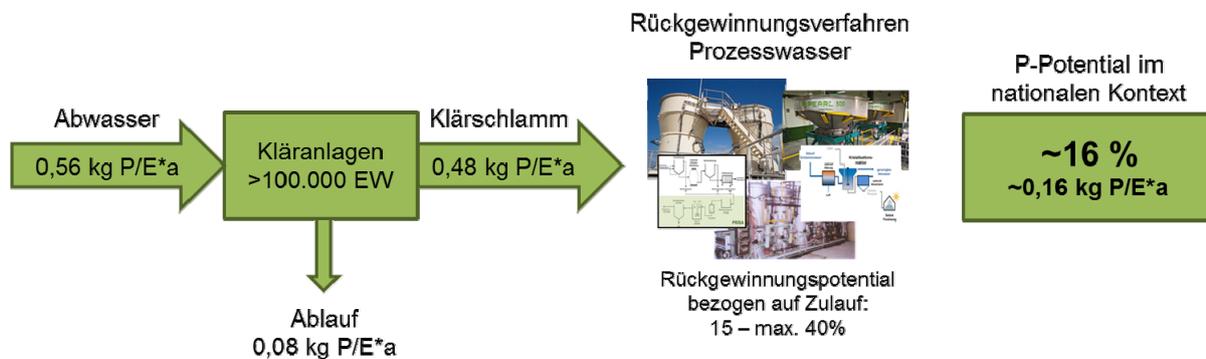


Abbildung 8: Szenario 1: P-Rückgewinnung aus dem Prozesswasser

Ein Positivkriterium dieser Verfahren ist, dass durch Verbesserungen des Kläranlagenbetriebes und teilweise auch aus dem Verkauf des anfallenden Endproduktes, ein wirtschaftlicher Betrieb möglich ist. Zudem handelt es sich bei den anfallenden Endprodukten um Verbindungen mit äußerst geringem Schadpotential bei gleichzeitig guten Düngeeigenschaften.

#### 4.4.2 Szenario 2: P-Rückgewinnung aus dem Klärschlamm

Bei der Rückgewinnung aus dem Klärschlamm muss zwischen Verfahren unterschieden werden, die aufgrund ihrer Prozessführung dezentral bei den Kläranlagen errichtet werden müssen (nasschemische Verfahren, uneingedickter Faulschlamm erforderlich mit Trockensubstanz ~3-4 %) oder Verfahren, die zentral an beliebigen Standorten errichtet werden können (nassoxidativ, superkritische Wasseroxidation, metallurgisch), da eine Beschickung von entwässertem Schlamm möglich ist (15-30 % Trockensubstanz) und damit auch der Transport des Schlammes über größere Distanzen wirtschaftlich realisierbar ist. Aufgrund der Komplexität der nasschemischen Verfahren wird

angenommen, dass eine Umsetzung nur auf Kläranlagen >100.000 EW erfolgt. Mit einem maximalen Rückgewinnungspotential bezogen auf den Zulauf von max. 50 % können im nationalen Kontext nur rund 27 % des abwasserbürtigen P rückgewonnen werden. Der dabei anfallende P-ärmere und mit Schwefelsäure behandelte Schlamm muss einer geeigneten Behandlung zugeführt werden.

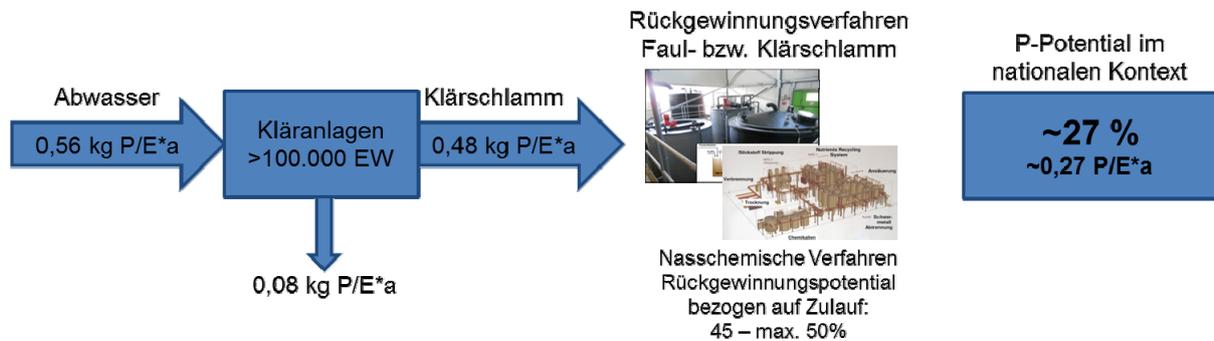


Abbildung 9: Szenario 2a: P-Rückgewinnung aus dem Klärschlamm (nasschemische Verfahren)

Diese Verfahren sind aufgrund der hohen Betriebskosten, in erster Linie zurückzuführen auf den Chemikalienbedarf, sehr teuer (10-16 €/kg P). Einsparungspotential ist kaum gegeben. Durch die Prozessführung fallen reine Endprodukte mit geringem Schadpotential und guten Düngeeigenschaften an.

Mit dem metallurgischen MEPHREC® Verfahren können im Optimalfall bis zu 70 % bezogen auf den Kläranlagenzulauf rückgewonnen werden und damit im Falle eines Szenarios der P-Rückgewinnung aus zentralen Anlagen von mehr als 60 % des abwasserbürtigen Phosphors.

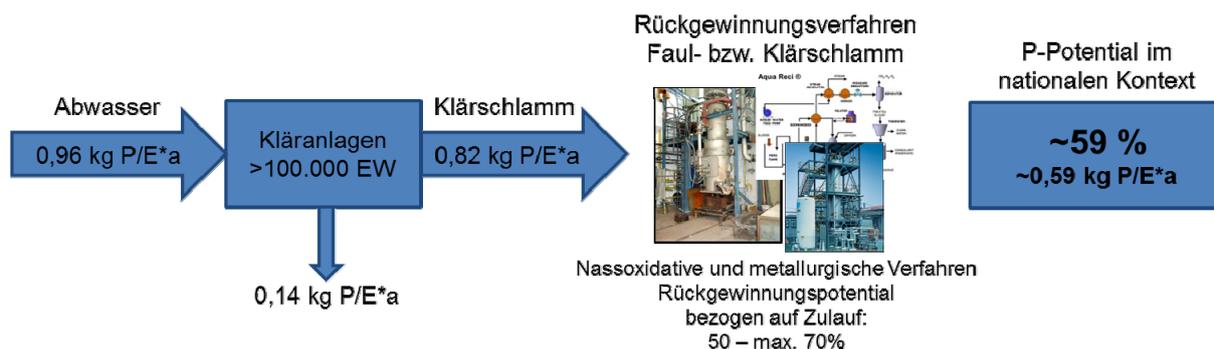


Abbildung 10: Szenario 2b: P-Rückgewinnung aus dem Klärschlamm (metallurgische, nassoxidative und Verfahren mit superkritischer Wasseroxidation)

Vorteil dieser Verfahren ist zum einen die Nutzung des energetischen Potentials des Klärschlammes bei gleichzeitiger vollständiger Inertisierung. Wird ein solches Verfahren als Entsorger betrachtet, kann aus den Einnahmen aus der Annahme des Klärschlammes, der Gewinnung von Energie (Strom und Wärme), den reduzierten Entsorgungskosten der inerten Abfallprodukte und dem Verkauf

des anfallenden Endproduktes ein wirtschaftlicher Betrieb möglich sein. Bisher wurde aber keines der Verfahren über den Pilotmaßstab hinaus errichtet, wodurch diese Annahme mit hohen Unsicherheiten behaftet ist.

Die Endprodukte der nassoxidativen bzw. Verfahren mit superkritischer Wasseroxidation sind sehr rein (z.B. keine organischen Stoffe) und gut pflanzenverfügbar. Wie sich Schwermetalle im metallurgischen Verfahren im Detail verhalten und wieviel schlussendlich in der P-reichen Schlacke endet muss noch genauer untersucht werden.

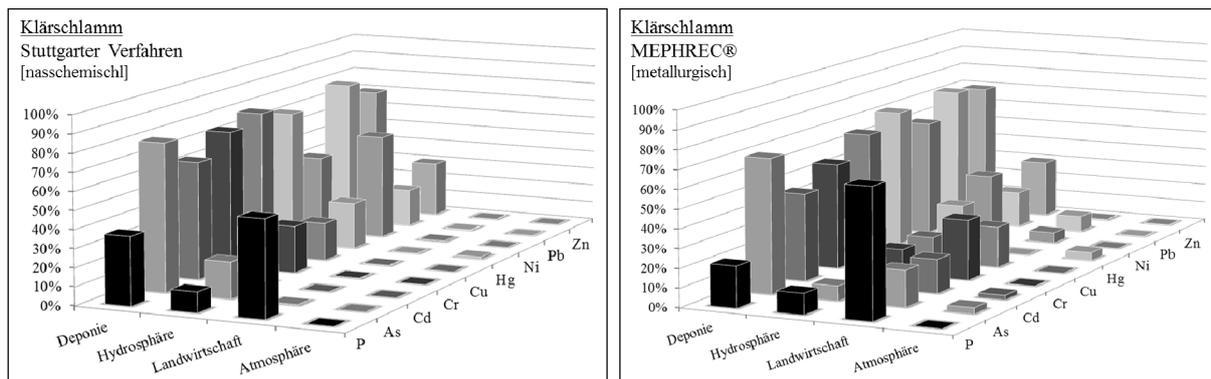


Abbildung 11: Rückgewinnungspotential und Pfad ausgewählter Schwermetalle für Stuttgarter Verfahren (links) und MEPHREC® (rechts)

#### 4.4.3 Szenario 3: P-Rückgewinnung aus der Klärschlammasche

Für die Szenarien „Rückgewinnung aus der Klärschlammasche“ wird davon ausgegangen, dass an zentralen Standorten sämtlicher Klärschlamm von Anlagen >2.000 EW verbrannt wird. Damit könnten rund 98 % des Abwassers oder rund 0,98 kg P/E\*a erfasst werden. Für die Schaffung der Verbrennungskapazitäten für die rund 260.000 t Klärschlamm TS sind 3-4 neue Wirbelschichtfeuerungen in der Größenordnung der derzeitigen Kapazität der Fernwärme Wien (~65.000 t Klärschlamm TS/a) erforderlich. Abhängig von den eingesetzten Rückgewinnungstechnologien kann mit den nasschemischen Verfahren rund 66 % (Szenario 3a) und den Verfahren aus Szenario 3b bis zu 82 % des Phosphors aus dem Abwasser rückgewonnen werden kann. Unter der Annahme, dass ein Teil der anfallenden Tiermehle (2/3) im Rahmen einer erweiterten P-Strategie zusammen mit dem Klärschlamm verbrannt werden, können rund 0,96 kg P/E\*a und im besten Fall bis zu 1,23 kg P/E\*a rückgewonnen werden (Abbildung 12; Abbildung 13). Setzt man dies beispielhaft in Relation zu den aktuell jährlich aufgebrauchten Mineraldüngermengen (~1,4 kg P/E\*a; 2010/2011) entspricht dies einem möglichen Substitutionspotential von 65-85 %.

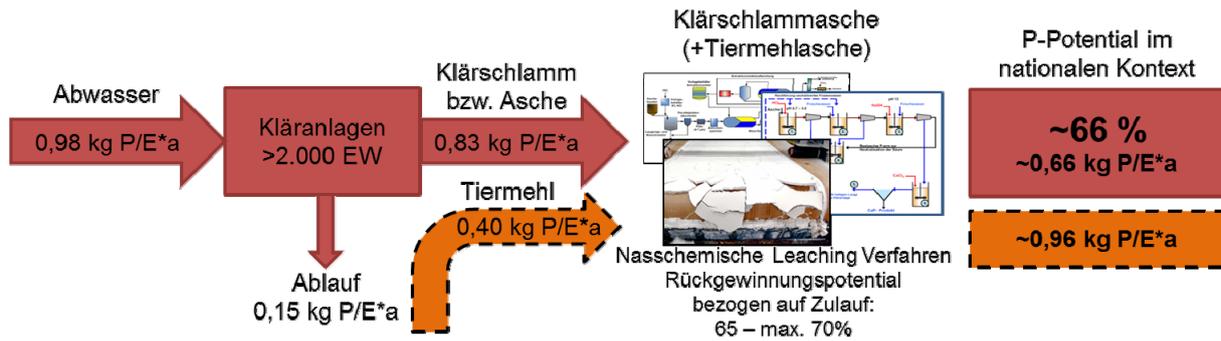


Abbildung 12: Szenario 3a: P-Rückgewinnung aus der Klärschlamm-Asche (nasschemische Leaching Verfahren)

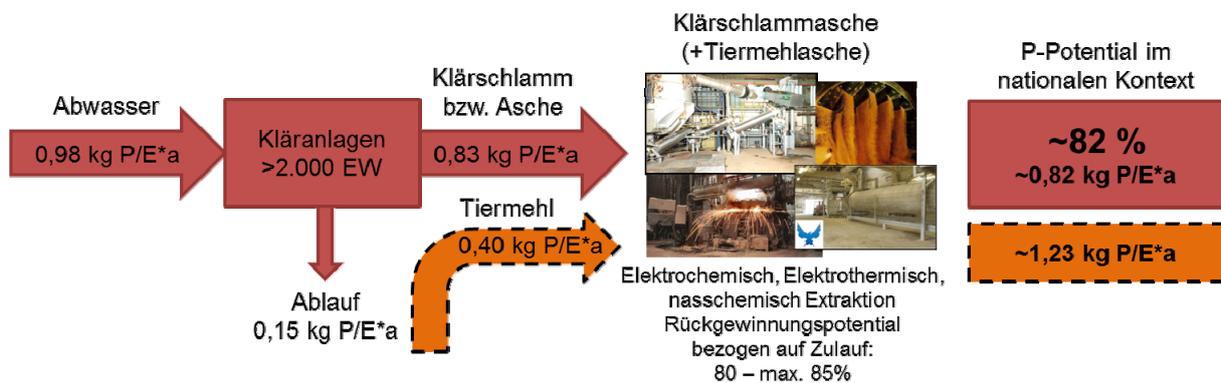


Abbildung 13: Szenario 3b: P-Rückgewinnung aus der Klärschlamm-Asche (elektrochemisch, nasschemische Extraktions Verfahren, Düngemittelindustrie)

Ein wichtiger Aspekt im Hinblick auf das Inverkehrbringen der anfallenden Produkte in die Landwirtschaft sind die Schwermetalle. Am Beispiel der nasschemischen Leaching Verfahren wird z.B. im Vergleich zu einem nasschemischen Extraktionsverfahren die gute Schwermetallentfrachtung sichtbar. Besonders mit dem PASCH Verfahren können durch eine gezielte Entfernungsstufe (Solventextraktion, flüssig-flüssig Separation) alle betrachteten Schwermetalle im hohen Ausmaß entfernt werden. Beim LEACHPHOS® Verfahren kann ebenfalls eine gute SM-Entfernung nachgewiesen werden, allerdings sind Cu und Zn schlussendlich mit relativ hohen Konzentrationen im Endprodukt nachweisbar. Mit dem thermochemischen AshDec® Verfahren können alle betrachteten Schwermetalle bis auf As, Cr und Ni sehr gut entfernt werden, während bei den nasschemischen Extraktionsverfahren alle Schwermetalle aus der Asche im Endprodukt zu finden sind (Abbildung 14). An diesem Punkt muss die Frage gestellt werden, in welchem Ausmaß und mit welchem Aufwand Schwermetalle im Rahmen möglicher P-Rückgewinnungsstrategien im Hinblick auf zusätzliche Kosten und Schwermetalleinträge in die Landwirtschaft entfernt werden sollen bzw. müssen.

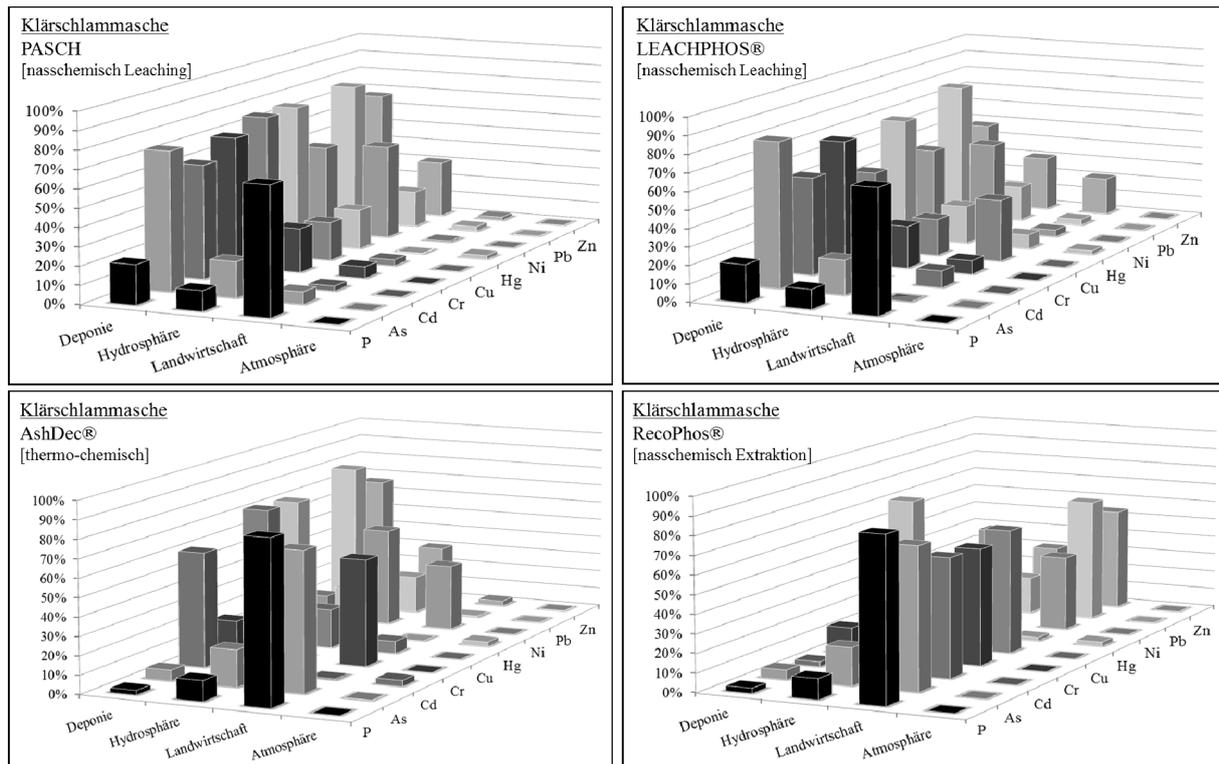
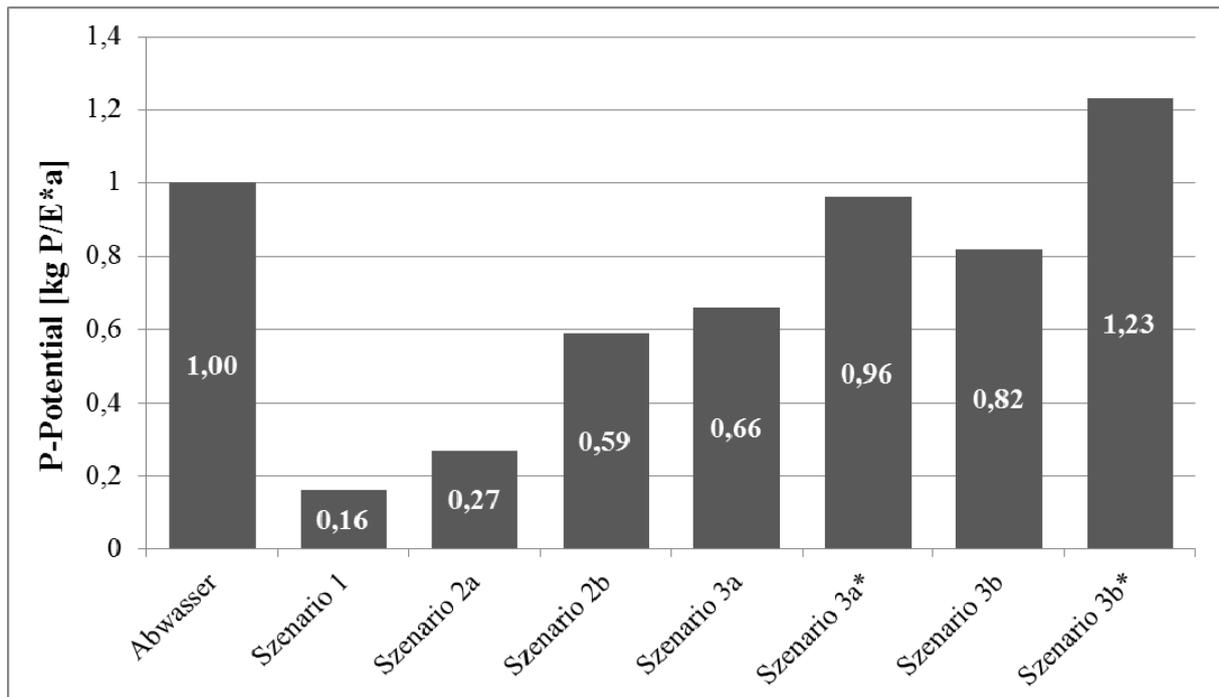


Abbildung 14: Rückgewinnungspotential und Pfad ausgewählter Schwermetalle für nasschemische Leaching- und Extraktionsverfahren sowie ein thermo-chemisches Verfahren

Der Vergleich in Abbildung 15 verdeutlicht noch einmal, dass in erster Linie mit den Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche das P-Potential im Abwasser ( $\sim 1 \text{ kg P/E} \cdot \text{a}$ ) am effektivsten rückgewonnen werden kann ( $0,66\text{--}0,82 \text{ kg P/E} \cdot \text{a}$ ). Durch Nutzung der P-reiche Stoffströme wie Tiermehle, kann bei konservativer Annahme eine zusätzliche beträchtliche P-Fracht rückgewonnen werden ( $+0,4 \text{ kg P/E} \cdot \text{a}$ ). Gering ist hingegen das Rückgewinnungspotential mit den nasschemischen Verfahren zur Rückgewinnung von P aus dem Klärschlamm (max. 30 % des abwasserbürtigen P). Als interessante Option sollte das MEPHREC® Verfahren nicht ausser Acht gelassen werden, mit welchem aus dem Abwasser ebenfalls ein bedeutender Anteil ( $\sim 0,6 \text{ kg P/E} \cdot \text{a}$ ) rückgewonnen werden kann. Gleichzeitig kann dieses Verfahren unter optimalen Bedingungen wirtschaftlich betrieben werden. Allerdings sind die bisher berücksichtigten möglichen Einnahmen mit hohen Unsicherheiten behaftet.



\*Mitberücksichtigung von Tiermehl

Abbildung 15: Rückgewinnungspotential des abwasserbürtigen P der verschiedenen Szenarien

#### 4.4.4 Gesamtwirtschaftliche Bewertung

Für eine Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Kosten, werden die zusätzliche Aufwendungen bzw. möglichen Einsparungen durch die P-Rückgewinnung einer Referenzsituation gegenübergestellt. Die Referenzsituation umfasst die eine Kläranlage mit Klärschlammwässerung, eine thermische Klärschlammbehandlung (Mitverbrennung) und Deponierung der anfallenden Reststoffe. Die akkumulierten Kosten belaufen sich auf rund 11 € pro Einwohnerwert und Jahr (€/EW\*a).

Die großen möglichen Schwankungen der Ergebnisse der wirtschaftliche Bewertung sind die Folge von Unsicherheiten hinsichtlich der monetären Erlöse durch die Endprodukte, Variation der Investitionskosten aufgrund Umsetzung auf Kläranlagen unterschiedlicher Belastung und Größe, mögliche Zusatzeffekte wie Wärmegewinnung oder auch die Annahme von Klärschlamm oder –asche, die allenfalls als Gutschrift mitberücksichtigt werden kann.

Werden bei den Verfahren aus dem Prozesswasser die möglichen Einsparungen und Erlöse berücksichtigt, sind gesamtwirtschaftlich betrachtet keine zusätzlichen Kosten zu erwarten. Entsprechende Verfahren können unter günstigen Bedingungen bei einer biologische Phosphorentfernung und ab einer Größe von etwa 150.000 EW auch Erlöse erwirtschaften (Abbildung 16) Bei der Implementierung von nasschemischen Verfahren zur P-Rückgewinnung aus

dem Klärschlamm wären im Vergleich zur Referenzsituation im Mittel ca. 30 % höhere Kosten zu erwarten. Im Vergleich dazu können aufgrund hoher Unsicherheiten keine gesicherten Aussagen zu dem nassoxidativen und metallurgischen Verfahren getroffen werden. Aufgrund der gleichzeitigen Inertisierung des Schlammes entfallen bei diesen Verfahren z.B. die Kosten für die thermische Behandlung, wodurch diese Verfahren volkswirtschaftlich sehr gut abschneiden könnten. Allerdings sind damit auch eine Reihe von Unabwägbarkeiten verbunden. Im Falle der Verfahren zur Rückgewinnung von P aus der Asche sind die zusätzlichen Kosten aus der erforderlichen und etwas teureren Monoverbrennung zu berücksichtigen. Bei den Ascheverfahren sind die Kosten vor allem vom Ausmaß der gewünschten Schwermetallentfrachtung abhängig. Zusätzliche Kosten im Vergleich zur Referenzsituation von im Mittel +3 €/EW\*a (+30%, mit SM-Entfrachtung: Szenario 3a) bzw. +2 €/EW\*a (+20%, ohne Schwermetallentfrachtung: Szenario 3b) sind zu erwarten. Für die Endprodukte aus dem RecoPhos® Verfahren und der Düngemittelindustrie sind aufgrund der Produktqualität, die einem handelsüblichen Dünger sehr ähnlich sind, hohe Produkterlöse zu erwarten. Dadurch liegen die Kosten für diese Rückgewinnungskonzepte im unteren Bereich der Schwankungen des Szenario 3b. Die zu erwartenden zusätzlichen Kosten liegen mit hoher Wahrscheinlichkeit bei weniger als 1 €/EW\*a (+10%).

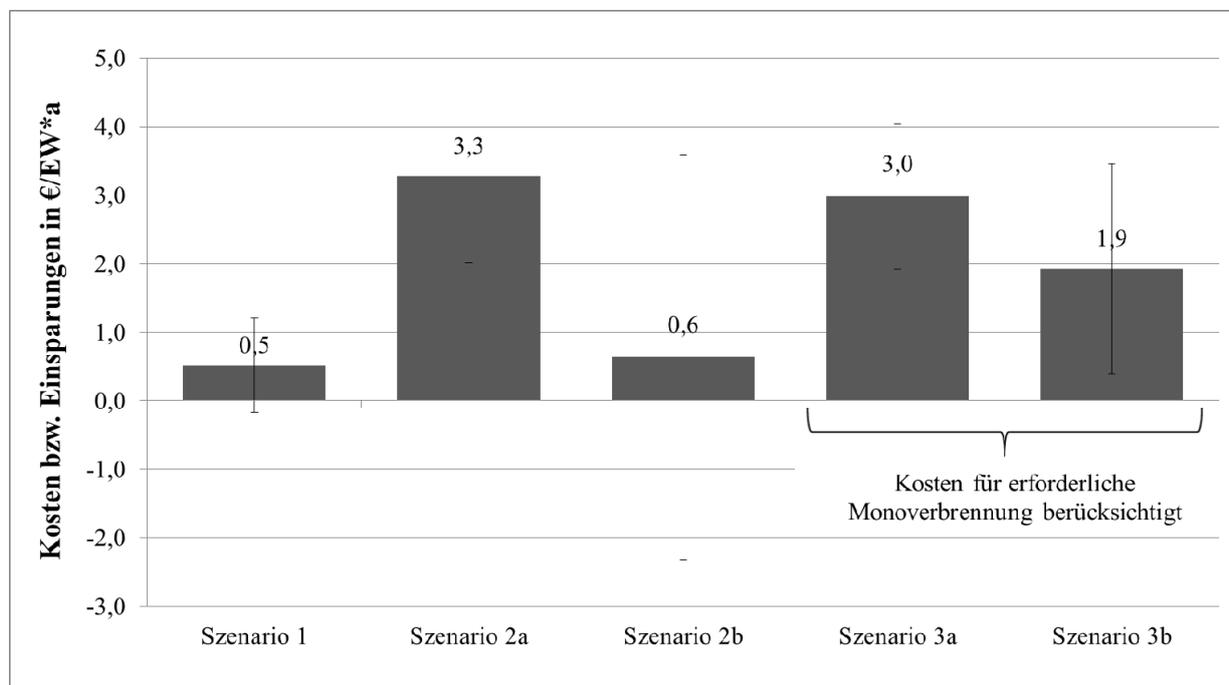


Abbildung 16: Gesamtwirtschaftliche Kostenbetrachtung bei Implementierung verschiedener Rückgewinnungsszenarien in €/EW\*a

## 5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass in Abwasser und tierischen Abfällen ein beträchtliches aber häufig ungenutztes P-Potential vorliegt und dass eine Vielzahl an Verfahren soweit technisch fortgeschritten und beherrschbar sind, dass eine großtechnische Phosphorrückgewinnung möglich ist. Allerdings wird auf Grundlage der Studienergebnisse deutlich, dass die Wahl für ein bestimmtes Verfahren von vielen Kriterien abhängt. Im Falle der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser sind diese durchaus zu empfehlen, wenn dadurch Vorteile für den Kläranlagenbetrieb zu erwarten sind. Im Hinblick auf eine größtmögliche Nutzung des abwasserbürtigen P-Potentials sind diese Verfahren nicht geeignet. Für Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm gilt, dass sie zu teuer (nasschemischen Verfahren) oder technisch noch nicht ausgereift (nassoxidative Verfahren) sind bzw. für das metallurgische Verfahren noch Forschungsbedarf besteht (MEPHREC®). Im Hinblick auf eine weitgehende Nutzung des vorhandenen P-Potentials aus dem Abwasser zeigt sich, dass derzeit in erster Linie die Verfahren zur P-Rückgewinnung aus der Klärschlammasche die besten Voraussetzungen haben (Rückgewinnung von 65-85% des abwasserbürtigen P). Allerdings ist zur Umsetzung dieser Verfahren eine Klärschlammverbrennung ohne Vermischung mit P-armen Brennstoffen erforderlich (z.B. Monoverbrennung). Ein Vorteil einer entsprechenden Strategie wäre auch, dass eine Bindung an einen Kläranlagenstandort nicht gegeben ist und eine Umsetzung in großen Einheiten möglich wäre. Zudem würde sich eine gemeinsame Verbrennung und Aufbereitung mit P-reichen Abfällen aus der Tierkörperverwertung anbieten. Damit besteht theoretisch die Möglichkeit 65-85 % der jährlich importierten P-haltigen Düngemittel zu substituieren. Allerdings müssten in Österreich durch den Neubau von z.B. Wirbelschichtfeuerungen zuerst jene Strukturen geschaffen werden, die eine Rückgewinnung aus der Asche ermöglicht.

Während Verfahren zur Nutzung des Phosphors in der Klärschlammasche ohne Abreicherung der Schwermetalle bereits heute ein gut pflanzenverfügbares Produkt bei Kosten im Bereich der herkömmlichen Handelsdünger bieten können und damit ein wirtschaftlich tragfähiger Einsatz möglich ist und Verfahren mit begrenzter Schwermetallentfrachtung von den Kosten auch nicht mehr weit von herkömmlichen Handelsdüngern entfernt sind, liegen zu Verfahren, die ein sehr reines Produkt liefern können, noch wenig großtechnische Erfahrungen vor und es ist mit Kosten deutlich über dem Handelspreis von Phosphor zu rechnen.

Welchem der unterschiedlichen möglichen Verfahrensvarianten der Vorzug zu geben ist, hängt neben wirtschaftlichen Überlegungen auch von den Anforderungen an die Reinheit des Produktes und der Pflanzenverfügbarkeit ab. Eine grundlegende Frage dabei ist, welche Gesamtfrachten an Schwermetallen, die über Recyclingprodukte auf die Böden gelangen, die Landwirtschaft längerfristig verträgt. Zwar können auch bei Verfahren ohne Schwermetallanreicherung Schwermetallgrenzwerte für Handelsdünger eingehalten werden, wenn es bei der Aufbereitung zur Vermischung mit anderen P-haltigen Düngern kommt. Dies ändert allerdings nichts an der zurückgeführten Fracht, deren Begrenzung als solche auf Basis entsprechender Untersuchungen ebenfalls erforderlich sein kann. Im Hinblick auf die Pflanzenverfügbarkeit stellt sich die Frage, ob generell eine rasche Verfügbarkeit bei allen Produkten gefordert werden muss, oder ob auch langsam verfügbare Sekundärrohstoffdünger Absatz finden. Jedenfalls wäre ein weitergehender Prozessschritt zum Phosphoraufschluss auch für Produkte denkbar, die am Ende des Rückgewinnungsverfahrens eine schlechte Verfügbarkeit aufweisen. Das wäre jedoch mit weiteren Kosten verbunden.

Wird ein Produkt mit weitgehender Schwermetallentfrachtung und guter Pflanzenverfügbarkeit als Sekundärrohstoffdünger aus der Klärschlammasche gefordert, können rein wirtschaftliche Überlegungen zurzeit jedenfalls nicht als Motor für eine Implementierung dieser Verfahren sprechen. Für eine entsprechende Implementierung wären zusätzliche Anreizsysteme oder rechtliche Vorgaben zu schaffen.

## 6 Literatur

- BAWP (2009) Bundesabfallwirtschaftsplan, Statusbericht 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3. Wien.
- Brans, J. (2005) Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Höchst. Band 50 von Boden und Landschaft, Justus-Liebig-Universität 2008.
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014) The Austrian P budget as a basis for resource optimization. *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 83, pp. 152-162.
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014) Phosphor Recycling aus dem Abwasser. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. TU Wien. Im Auftrag des Lebensministeriums. Wien.
- Hermann, L. (2009) Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwassereinigung. Eine Bestandaufnahme. Umwelt-Wissen Nr. 0929. Bundesamt für Umwelt, Bern.

- Stubenvoll, J., Böhmer, S., Szednyj, I. (2002) Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Abteilung VI/3.
- Van Kauwenbergh, S. (2010) World Phosphate Rock Reserves and Resources. Fertilizer Outlook and Technology Conference . Hosted by the Fertilizer Institute and the Fertilizer Industry Roundtable. 16.-18. November 2010. Savannah. USA.
- WIM 226 Wiener Mitteilung (2012) Band 226 - Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft. ÖWAV Februar Seminar 2012, TU-Wien.
- WIM 228 Wiener Mitteilung (2013) Flussgebietsmanagement und Nährstoffe (2013), ÖWAV Februar Seminar 2013, TU-Wien.
- World Bank (2013) World Bank GEM Rohstoffdatenbank für Phosphatgestein, DAP und TSP. <http://data.worldbank.org/data-catalog/commodity-price-data>. Zugriff am 2.9.2013.

**Korrespondenz an:**

Lukas Egle

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel +43 1 58801 22633

Mail [l.egle@iwag.tuwien.ac.at](mailto:l.egle@iwag.tuwien.ac.at)

## P-Düngewirkung verschiedener Recycling- Produkte

Wilhelm Römer

Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Universität Göttingen

**Kurzfassung:** Berichtet wird über die agronomische Effizienz der im Rahmen der deutschen BMBF/BMU-Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“ von 2004-2011 und des EU-Projektes SUSAN synthetisierten und an den Universitäten Giessen und Göttingen sowie der FAL in Braunschweig getesteten P-Recyclingprodukte:

17 P-Recyclingprodukte aus Klärschlammaschen (KSA), 1 Tiermehlasche, 1 Sinterphosphat aus Tiermehl, 1 Kupolofenschlacke, 9 Ca-Phosphat-Produkte aus der Ca-Kristallisation an CSH-Substraten und aus Fällungen (Ca (OH)<sub>2</sub>, CaCl<sub>2</sub>, etc) wie P-ROC, Fix-P, SESAL, Pasch, Seaborne-Ca-Phosphat, chemisch reine Ca-Phosphate und Mg-Phosphate sowie Seaborne-Mg-Phosphat und Struvit-Produkte aus drei Institutionen (Pilotanlagen, Laboranlagen) wurden in diversen Gefäßversuchen als P-Dünger eingesetzt und zwar im Vergleich zu den wasserlöslichen Superphosphaten (SSP, TSP) und Rohphosphat. Es wurden Sand- und Leimböden (pH-Werte 4,7 bis 6,8; CAL-P-Gehalte: 3,3, bis 4,9 mg/100 g Boden) und vorrangig Mais als Kulturpflanze benutzt. Die P-Aufnahme aus Superphosphat (P-Menge in den gedüngten Pflanzen minus P-Menge in den ungedüngten Pflanzen) wurde als Bezugsbasis gleich 100 % gesetzt und die P-Aufnahmen aus allen P-Recyclingprodukten dazu ins Verhältnis gesetzt. Folgende Resultate ergaben sich: Aus 65 % aller KSA-Produkte (= 15 Produkte) wurden weniger als 25 % des P der Superphosphatvarianten aufgenommen, in 26 % der Tests (= 6 Produkte) zwischen 25-50 %. Mit nur einem Mg-haltigen Ascheprodukt wurden 67 % erreicht. Die Kupolofenschlacke erreichte auf dem sauren Sandboden nur 24 % aber auf dem neutralen Leimboden gleiche Werte wie TSP. Die Ergebnisse für die Ca-Phosphate lagen zwischen 0 und maximal 50 %. Mg-Phosphat-Fällungsprodukte hatten stets eine bessere P-Lieferbereitschaft als adäquat erzeugte Ca-Phosphate. Die höchsten und sichersten Werte der P-Aufnahmen wurden mit Mg NH<sub>4</sub> PO<sub>4</sub> · 6 H<sub>2</sub>O (Struvit, MAP) erreicht. Es war dem TSP gleichwertig.

**Keywords:** Phosphorrecycling, Phosphordünger, Gefäßversuche, Mais, Klärschlammasche, Tiermehlasche, Calciumphosphate, Magnesiumphosphate, Magnesium-Ammonium-Phosphat, Struvit, Eisenphosphate, Rohphosphat

# 1 Einleitung

Die deutsche Bundesregierung hat die Situation der Begrenztheit der weltweit vorkommenden Rohphosphatlagerstätten erkannt und da die EU nicht über solche Vorkommen verfügt, 2004 eine Förderinitiative für die Forschung und Entwicklung von Technologien zum Nährstoff- insbesondere P-Recycling gestartet (vgl. Dohmann, 2011). Das mögliche Potential zeigt Tab.1. Im Rahmen dieser Initiative und weiterer Forschungsprojekte (z. B. „SUSAN“, ein europäisches Projekt; vgl. Adam et al., 2008) wurde eine ganze Anzahl von P-Recycling-Produkten sowohl im Labor- als auch im Pilotmaßstab synthetisiert, die im Wesentlichen von drei Forschungseinrichtungen (Universität Gießen und Göttingen, sowie FAL-Braunschweig) auf ihre agronomische Effizienz getestet wurden.

Tabelle 1: Jährlicher Anfall P-haltiger Abfälle in Deutschland (nach DWA, 2005; www.fleischindustrie.de, STN, 2007).

<b>P-haltiger Abfall</b>	<b>TM/Jahr</b> <b>t</b>	<b>P-Gehalt</b> <b>%</b>	<b>P-Menge</b> <b>t</b>
Klärschlamm	2,4 Mill.	x 2	= 48 000
Tiermehle	400 000	x ca. 3	= 12 000
Fleischknochenmehl	160 000	x ca. 6	= 9 600
Summe			ca. 70 000
Aufwand an Mineraldünger-P		2006/20071)	116 000
		2009/20101)	103 000

Nach Stat. Jahrbuch 2011 für die Bundesrepublik Deutschland

Die einzelnen Technologien zur Herstellung von recycelten neuen P-Düngern werden nun hier kurz angerissen.

## 2 Thermische Verfahren zum P-Recycling:

### 2.1 P-Rückgewinnung aus Klärschlammaschen (KSA)

KSA aus der Monoverbrennung werden mit Chloriden (z. B. KCl, CaCl<sub>2</sub>, MgCl<sub>2</sub>) gemischt und nochmals auf 1 000 °C erhitzt. Schädliche Schwermetalle (SM) gehen als Chloride in die Gasphase über, d. h. die Aschen sind an SM abgereichert. Mit 6-11 % P wären sie als P-Dünger nutzbar.

## 2.2 Mephrec-Prozess

Briketts aus KS und auch aus Tiermehlen werden in speziellen Öfen (Kupolöfen) auf ca. 2 000 °C erhitzt. Metalle schmelzen. Durch Kalkzugabe bildet sich wie in der Thomasbirne P-haltige Schlacke (ca. 3 % P), die als Dünger geeignet sein kann.

## 2.3 Sinterphosphat

Ähnlich wie zur Herstellung von Alkalisinterphosphat bzw. Rhenaniaphosphat werden Tiermehle mit Soda/Quarzsand im Drehrohrofen auf 1 000 °C erhitzt. Es entsteht ein Sinterphosphat, ein Ca-Na-Phosphat (z. B. Ulo-Phos, ca. 11 % P).

# 3 Chemische Verfahren

## 3.1 Rückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm (KS)

Kommen die KS aus dem Faulturm, können sie mit konzentrierten Säuren (z. B. Schwefelsäure) behandelt werden. Phosphate aber auch Metalle gehen in Lösung. Metalle werden chemisch gefällt (z. B. als Sulfide). Durch Anhebung des pH-Wertes und gezielter Zugabe von gelösten Magnesium-, Calcium- oder Eisen-Salzen werden entsprechende Phosphate ausgefällt, die dann abgetrennt werden können. In Owschlag (Schleswig-Holstein) und Gifhorn (Niedersachsen) gibt es solche Einrichtungen in Verbindung mit Klärwerken.

**3.2** Werden zu P-haltigen Lösungen Ammoniak (bzw. Ammonium-Salze) und Magnesium (z. B. MgO, Mg(OH)<sub>2</sub>, MgCl<sub>2</sub>) zugegeben, so fällt Magnesium-Ammonium-Phosphat aus, das auch als Struvit oder MAP bezeichnet wird (Bitte nicht mit Monoammoniumphosphat verwechseln!). Dieses Struvit (ca. 11 % P) fällt häufig in Klärwerken spontan aus und verstopft Rohrleitungen etc. Die Berliner Wasserbetriebe haben eine spezielle Technologie zur Gewinnung von MAP entwickelt.

**3.3** Wird den P-haltigen Lösungen Calcium in Form von Löschkalk oder auch Calciumchlorid zugegeben, fallen Ca-Phosphate unterschiedlicher Zusammensetzung aus (primäres, sekundäres, tertiäres Ca-Phosphat und Apatit = Ca-Fällungsprodukte).

**3.4** Werden P-haltige Abwässer über Ca-Silikat-Hydrat (CSH)-Oberflächen geleitet, so wird das Phosphat an ihnen adsorbiert. Dabei bilden sich kristalline Ca-Phosphate (ca. 11 % P). Auch die P-Düngewirkung dieser Ca-Kristallisationsprodukte war zu testen.

## **4 Gefäßversuche zur Prüfung der Phosphat-Düngewirkung**

Aus allen genannten Verfahren wurden Versuchsprodukte in die Gefäßversuche einbezogen. Insgesamt wurden mit aufbereiteten KSA 23 Tests (17 auf Sandböden, 6 auf Lehm Böden) durchgeführt. Die Produkte wurden geliefert u.a. von der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin (BAM) und der Ash-Dec-Umwelt AG, Wien. Die Tiermehlasche und Ulo-Phos lieferte die VTS Koop Schiefer GmbH und Co. in Unterloquitz (Thüringen), die Kupolofenschlacke das VTI Thüringer-Verfahrenstechnisches Institut in Saalfeld (Thüringen). Die Ca-Phosphate stellten bereit: Das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen und das Institut IWAR der TU Darmstadt, Ca-, Mg- und Fe-Fällungsprodukte und MAP die Firma Seaborne (Owschlag, Schleswig-Holstein), weitere MAP-Produkte das Klärwerk Gifhorn (Niedersachsen) und das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart. Ferner wurden einige Phosphate als reine Chemikalien (Firma Budenheim) im Vergleich eingesetzt. Die Superphosphate und das Rohphosphat wurden aus dem Düngerhandel bezogen.

Die Gefäßversuche wurden meist in Mitscherlichgefäßen (ca. 6,5 kg Boden) durchgeführt. Die Sandböden hatten pH-Werte von 4,4 bis 4,7; die Lehm Böden von 5,4 bis 6,8. Die CAL-P-Gehalte lagen bewusst ausgewählt relativ niedrig bei ca. 2 bis 3,3, max. 5,7 mg P pro 100 g Boden. Die Experimente wurden z.T. in Klimakammern, Gewächshäusern bzw. im Freien (Drahthaus) durchgeführt. In der Mehrzahl der Fälle wurden P-Gaben von 60 mg / kg Boden appliziert. Versuchspflanze war überwiegend Mais, der noch vor der Milchreife geerntet wurde. Zur Beurteilung der P-Verfügbarkeit der Recyclingprodukte wurden Vergleichsgefäße mit wasserlöslichem Phosphat in Form von einfachem Superphosphat (SSP) oder Triplesuperphosphat (TSP) und Rohphosphat (z. B. Dolophos) angesetzt. Die N- und K-Ernährung wurde in allen Gefäßen optimal gestaltet. Als Maß der P-Verfügbarkeit der neuen P-Verbindungen wurde die P-Aufnahme der Pflanzen zur Ernte ermittelt. Dabei diente die P-Aufnahme der Pflanzen mit Superphosphatversorgung abzüglich der P-Aufnahmen der Pflanzen ohne Phosphat gleich 100 %. Die P-Aufnahmen aller anderen Varianten wurden dazu relativiert. Damit wird die Aussage getroffen, ob diese

neuen Verbindungen eine P-Aufnahme erreichen, wie sie aus den wasserlöslichen P-Düngern (Superphosphate, Ammoniumphosphate) möglich sind. Der Vergleich mit dem Rohphosphat sollte Hinweise darauf geben, ob die neuen P-Dünger eher den schwer- bzw. unlöslichen P-Düngern zuzuordnen sind. Tab. 3 gibt einen summarischen Überblick über die Ergebnisse der insgesamt 61 Tests wieder. Es wurden sowohl für die Sand- als auch Lehmböden jeweils vier Effizienzgruppen bezogen auf die 100 % der Superphosphate gebildet (0-25, 26-50, 51-75, 76-100 %). So lässt sich relativ gut vergleichen in welche Gruppe die einzelnen P-Verbindungen auf den verschiedenen Böden einzuordnen sind, ohne die jeweiligen Absolutwerte der P-Aufnahme zu kennen. Diese Werte müssen den Originalarbeiten entnommen werden.

## 5 Resultate der Pflanzen-P-Aufnahmen

Am intensivsten wurden die thermischen Ascheprodukte getestet. Von den 23 Tests lagen 10 Substanzen im Bereich 0-25 %, elf Substanzen im Bereich 25-50 % und nur in zwei Fällen wurden P-Aufnahmen über 50 % (62 bzw. 71 %) erreicht. Damit zeichnet sich ab, dass diese Produkte der Forderung einer hohen P-Aufnahmeeffizienz der Pflanzen nicht entsprechen. Aus Schweizer Untersuchungen (Nanzer et al., 2009) ist bekannt, dass derartige Aschen Chlorapatite enthalten, deren P-Verfügbarkeit erwartungsgemäß äußerst niedrig ist. Einer möglichen Nutzung solcher Aschen zur Herstellung etwaiger NPK-Dünger muss entschieden eine Absage erteilt werden. Auch das Experiment mit der Tiermehlasche versagt sowohl auf den sauren als auch den Lehmböden völlig.

Dagegen bewirkt der basische Aufschluss der Tiermehle im Drehrohrofen mit Soda und Quarzsand (Ulo-Phos) eine deutliche Verbesserung der P-Verfügbarkeit, vermutlich durch die Bildung von leichter löslichen Calcium-Natrium-Phosphaten, wie sie in Sinterphosphaten vorkommen. Die Kupolofenschlacke, eine Art Thomasphosphat, zeigte ein sehr divergierendes Resultat. Während es auf dem sauren Sandboden erstaunlicherweise völlig versagte, zeigte es auf dem schweren Boden eine sehr gute Wirkung. Die Ursachen für diese unterschiedlichen Wirkungen müssen noch geklärt werden. Auch sind endgültige Schlussfolgerungen aus zwei Tests nicht möglich.

Tabelle 2a: Zusammenfassende Gruppierung der P-Recyclingprodukte in vier „P-Effizienzgruppen“ bezogen auf die P-Aufnahmeeffizienz von Superphosphat (SSP bzw. TSP) = 100 %.

Produkt	Sandböden		Lehmböden			Quelle		
	0-25 %	26-50 %	51-75 %	76-100 %	0-25 %		26-50 %	51-75 %
<b>Thermische Produkte:</b>								
8 Asche Prod.	6	2						Schick, Diss., 2010
4 Asche Prod.	2	1	1 (Mg-P)					Schick, Diss., 2010
Ash-Dec	1	1			3	1		Cabeza, Diss., 2010
Ash-08	1	1						Waida, Diss., 2011
Ash-09					1			Waida, Diss., 2011
BAM		1						Waida, Diss., 2011
BAM					1			Waida, Diss., 2011
Tiermehlasche	1				1			Cabeza, Diss., 2010
Ulo-Phos			1			2		Cabeza, Diss., 2010
Kupolofenschlacke	1						1	Cabeza, Diss., 2010

Tabelle 2b: Zusammenfassende Gruppierung der P-Recyclingprodukte in vier „P-Effizienzgruppen“ bezogen auf die P-Aufnahmeeffizienz von Superphosphat (SSP bzw. TSP) = 100 %.

Produkt	Sandböden		Lehmböden			Quelle	
	0-25 %	26-50 %	51-75 %	76-100 %	0-25 %		26-50 %
<b>Ca-Phosphate (Fällungen, Kristallisation)</b>							
Ca-Phosphat				1	2	Cabeza, Diss., 2010	
P-Roc 08		1				Waida, Diss., 2011	
P-Roc 09					1	Waida, Diss., 2011	
Fix-Phos					1	Waida, Diss., 2011	
SESAL					1	Waida, Diss., 2011	
Pasch I		1				Waida, Diss., 2011	
Pasch II				1		Waida, Diss., 2011	
Pasch III		1				Waida, Diss., 2011	
Seaborne						Waida, Diss., 2011	
Ca-Phosphat				1		Römer, 2006	
Budenheim: Ca <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ·H <sub>2</sub> O				1		Römer, 2006	
<b>Mg-Phosphate</b>							
Seaborne: Mg-Phosphat				1		Römer, 2006	
Budenheim: Mg <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ·H <sub>2</sub> O				1		Römer, 2006	
Seaborne: Mg-Phosphat				1		Waida, Diss., 2011	
MAP, 9 Tests			1	2	1	Cabeza, Diss., 2010	
MAP, 2 Tests		1		1		Waida, Diss., 2011	
<b>Fe-Phosphate</b>							
Seaborne: Fe-Phos.						1	Römer, 2006
Budenheim: FePO <sub>4</sub>						1	Römer, 2006

Die Reaktionen der Pflanzen auf das Spektrum diverser Ca-Phosphate sind ebenfalls sehr uneinheitlich. Während ein Ca-Phosphat, durch Kristallisation gewonnen, auf dem sauren Sandboden eine sehr gute Wirkung hatte, versagte die gleiche Substanz auf eher schwach saurem bis neutralem Lehmboden völlig. Hier spielt die Löslichkeit der Ca-Verbindung im Boden in Abhängigkeit von der Bodenreaktion (pH-Wert) die entscheidende Rolle. Bekannt ist, dass primäre und sekundäre Ca-Phosphate gut von den Pflanzen genutzt werden, während tertiäre Ca-Phosphate und Apatite (Rohphosphate) nur in stärker sauren Böden zur Wirkung kommen. Die allermeisten Böden haben jedoch nur eine schwach saure bis neutrale Reaktion, dort bleiben diese P-Verbindungen völlig ungelöst und ungenutzt im Boden liegen.

Wenn es beim Recycling-Prozess nicht gelingt, primäre und sekundäre Ca-Phosphate zu erzeugen (bei P-Fällungen ist das schwierig zu steuern), dann sind solche Produkte der P-Düngerherstellung als Rohstoffe zuzuführen und mit herkömmlichen Verfahren (saurer, basischer Aufschluss) zu gut löslichen P-Düngern zu verarbeiten. Bemerkenswert ist, dass die drei Magnesiumphosphate, die nur auf Sandböden getestet wurden, eine hohe P-Lieferbereitschaft erkennen lassen. Offenbar sind Mg-Phosphate die auf ähnlichem Wege wie die Ca-Phosphate gewonnen werden können, letzteren deutlich überlegen und zur Anwendung gut zu empfehlen. In die gleiche Richtung tendieren die Magnesium-Ammonium-Phosphate. Von den elf Tests erreichten acht die Einordnung in die beste Gruppe (75-100 %), sowohl auf den Sand- als auch auf den Lehmböden! Die Resultate mit der geringeren Bewertung ergaben sich für das gleiche MAP-Produkt, das aus einem Klärwerk kam, in dem Phosphat mittels Eisensalzen eliminiert wurde. Das betreffende MAP-Produkt enthielt noch über 5 % Eisen, vermutlich in Form wenig löslicher Eisenphosphate (Cabeza et al., 2011). Das letztere tatsächlich nicht als P-Quelle für Pflanzen geeignet sind, zeigen die Resultate von zwei Eisenphosphaten, die auf zwei Sandböden getestet wurden (Tab. 2, ganz unten).

## 6 Schlussfolgerungen

P-Aufnahmewerte, vergleichbar denen aus Superphosphat werden nur von relativ reinem  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  (Struvit, MAP) auf allen Testböden erreicht.

Unakzeptabel niedrige P-Aufnahmen werden aus Eisen-Phosphaten, Tiermehlaschen und Klärschlammaschen (KSA) erreicht. Die nochmalige Erhitzung der KSA mit Chloriden führte nicht zu Produkten mit guter P-Verfügbarkeit. Vermutlich muss das Phosphat aus den Aschen extrahiert werden, bevor es zu einem effektiven P-Dünger verarbeitet werden kann.

Zwischen dem MAP und den Aschen sind die Ca- und Mg- Sorptions- bzw. Fällungsprodukte sowie P-haltige Schlacken einzuordnen, wobei Mg-Phosphate offenbar eine leichtere Umsetzbarkeit in den Böden haben als Ca-Phosphate und deshalb zu favorisieren sind.

Tertiäre Ca-Phosphate und Apatite, sind als P-Dünger ungeeignet. Sie müssen aufgeschlossen werden, bevor sie als P-Dünger dienen können (saurer oder basischer Aufschluss oder mittels Reduktion mit Kohlenstoff = Thermophosverfahren der Niederlande).

Akzeptable P-Aufnahmen sind erreichbar mit Sinterphosphat aus Tiermehlen (z.B. ULO-Phos) auf sauren Böden und mit Kupolofen-Schlacke aus Klärschlammbricketts auf neutralen Lehm Böden.

### **Agronomische Gesichtspunkte:**

Die bisher durchgeführten agronomischen Experimente sind mit aussichtsreichen Produkten in Form von längerfristigen Feldversuchen fortzuführen. Das Ziel ist nicht unbedingt eine einzige P-Verbindung, die auf allen Böden hoch effektiv ist. Der P-Dünger muss sich nur gut in dem jeweiligen Boden umsetzen! Zu beachten ist: Der optimale Bereich von Sandböden liegt etwa bei pH 5,4-6,2; der von Lehm Böden bei 6-6,8 und der von Tonböden bei 6,3-7,2, wenn der Humusgehalt kleiner 4% beträgt.

Die Charakterisierung der Pflanzenverfügbarkeit neuer Produkte mit chemischen Extraktionsverfahren reicht nicht aus. Neue Produkte sind in Gefäßversuchen mit verschiedenen Kulturpflanzen zu prüfen. Die Bestimmung des isotopisch verdünnbaren Phosphates 3 Wochen nach der Düngerapplikation (direkt vor der Saat) ergab eine gute Korrelation mit dem Phosphat, das von den Pflanzen aufgenommen wurde! Diese Methode kann

damit zur Charakterisierung der potentiellen P-Verfügbarkeit empfohlen werden (Cabeza et al. 2013).

## 7 Literatur

Der ausführliche Bericht mit der Literatur ist abrufbar unter:

Römer, W. (2013): Phosphordüngewirkung neuer Phosphat-Recyclingprodukte, Berichte über Landwirtschaft, Band 91, Ausgabe 1, 24 Seiten, Mai 2013;  
<http://buel.bmelv.de>

Cabeza, R., Steingrobe, B., Römer, W., Claassen, N. (2011): Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutr. Cycl. Agroecosyst* Vol. 91, Issue 2, p.173-184.

Cabeza, R., Steingrobe, B., Römer, W., Claassen, N. (2013): Plant availability of isotopically exchangeable and isotopically non exchangeable phosphate in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 176, Nr. 5, S. 688-695.

### **Korrespondenz an:**

Prof. Dr. agr. habil. Wilhelm Römer

Department für Nutzpflanzenwissenschaften,

Abtlg. Pflanzenernährung

Carl-Sprengel-Weg 1

D-37075 Göttingen

Email: [awroemer@web.de](mailto:awroemer@web.de)

# WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	<b>Das Wasser (1968)</b> Kresser W.	vergriffen
2	<b>Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)</b> Breiner, H.	vergriffen
3	<b>Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)</b> von der Emde, W.	vergriffen
4	<b>Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969)</b> 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	<b>Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)</b> 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	<b>Industrieabwässer (1971)</b> 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)</b> 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	<b>Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)</b> Schmidt, F.	vergriffen
9	<b>Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)</b> Pruzinsky, W. <b>Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechanlagen</b> Doleisch, M.:	18
10	<b>1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)</b>	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	<b>Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)</b> Gutknecht, D.	vergriffen
12	<b>Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)</b> 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	<b>Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972)</b> von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	<b>Abfluß - Geschiebe (1973)</b> 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	<b>Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1973)</b> 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	<b>Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)</b> von der Emde W.	vergriffen
17	<b>Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974)</b> Behr, O.:	18
18	<b>Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975)</b> 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	<b>Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976)</b> 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	<b>Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976)</b> 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	<b>Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977)</b> 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	<b>Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)</b> 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	<b>Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)</b> Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	<b>Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978)</b> Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	<b>Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978)</b> Kroiss H.	vergriffen
26	<b>Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978)</b> Gutknecht D.	vergriffen
27	<b>Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)</b> 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	<b>Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979)</b> 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	<b>Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)</b> Frischherz H.	vergriffen
30	<b>Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979)</b> o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	<b>Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)</b> Schügerl W.	vergriffen
32	<b>Grundwasserwirtschaft (1980)</b> 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)</b>	vergriffen
34	<b>Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980)</b> 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	<b>Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)</b> Usrael G.	vergriffen
36	<b>Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)</b> Flögl W.	vergriffen
37	<b>Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980)</b> Ruider E.	vergriffen
38	<b>Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981)</b> Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981)</b> Teil 2	vergriffen
40	<b>Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981)</b> 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	<b>Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	<b>Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981)</b> Kirnbauer R.	22
43	<b>Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)</b>	25
44	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981)</b> Teil 3	25
45	<b>Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	<b>Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982)</b> Stalzer W.	vergriffen
47	<b>Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982)</b> 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	<b>Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982)</b> Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	<b>Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982)</b> o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982)</b> Teil 4	vergriffen
51	<b>Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983)</b> 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	<b>Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	<b>Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	<b>Sonderabfall und Gewässerschutz (1984)</b> 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	<b>Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)</b>	26
56	<b>Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	<b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	<b>Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985)</b> 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	<b>Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985)</b> Pelikan B.	23
60	<b>Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)</b>	16
61	<b>Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985)</b> Fleckseder, H.	vergriffen
62	<b>Anaerobe Abwasserreinigung (1985)</b> Kroiss H.	vergriffen
63	<b>Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985)</b> Begert A.	vergriffen
64	<b>Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	<b>Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986)</b> 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	<b>Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)</b>	vergriffen

Band Nr	Preis €
<b>68</b> <b>Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986)</b> Schmid B.H.	22
<b>69</b> <b>Nitrifikation - Denitrifikation (1987)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
<b>70</b> <b>Flußbau und Fischerei (1987)</b>	vergriffen
<b>71</b> <b>Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987)</b> 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
<b>72</b> <b>Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987)</b> Wurzer E.	vergriffen
<b>73</b> <b>Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
<b>74</b> <b>Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)</b>	22
<b>75</b> <b>Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
<b>76</b> <b>Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988)</b> 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
<b>77</b> <b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)</b>	vergriffen
<b>78</b> <b>Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988)</b> Nachtnebel, H.P.	25
<b>79</b> <b>Hydraulik offener Gerinne (1989)</b> Symposium, 1989	vergriffen
<b>80</b> <b>Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988)</b> Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
<b>81</b> <b>Biologische Abwasserreinigung (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
<b>82</b> <b>Klärschlamm Entsorgung (1989)</b> 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	<b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990)</b> 2. Symposium	18
84	<b>Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989)</b> Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	<b>Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989)</b> Summer W.	25
87	<b>Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990)</b> 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	<b>Revitalisierung von Fließgewässern (1990)</b> Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990)</b> Teil 9	vergriffen
90	<b>A Study on Kinematic Cascades (1990)</b> Schmid B.H.	18
91	<b>Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990)</b> Blöschl G.	18
92	<b>Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990)</b> Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	<b>Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990)</b> Fürst J.	18
94	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990)</b> Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	<b>Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991)</b> Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	<b>EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	<b>Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	<b>Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991)</b> 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	<b>Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	<b>Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	<b>Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992)</b> Pelikan B.	18
102	<b>Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992)</b> Behr O.	i.V.
103	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992)</b> 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	<b>Virus Contamination of the Environment (1992)</b> Methods and Control	vergriffen
105	<b>Fließgewässer und ihre Ökologie (1993)</b> ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	<b>Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992)</b> Mader H.	22
107	<b>Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	<b>Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994)</b> Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr		Preis €
110	<b>Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993)</b> ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111	<b>Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993)</b> 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112	<b>Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)</b>	18
113	<b>Wasserkraft ()</b> O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114	<b>Klärwärter-Grundkurs (1994)</b> 2. Auflage 1994	vergriffen
115	<b>Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994)</b> Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116	<b>Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994)</b> ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117	<b>Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118	<b>3 Jahre WRG-Novelle (1994)</b> 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119	<b>Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994)</b> anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120	<b>Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994)</b> Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121	<b>Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr	Preis €
<b>122</b> <b>Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994)</b> Kupfersberger H.	18
<b>123</b> <b>Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994)</b> Holzmann, H.	22
<b>124</b> <b>Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995)</b> ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
<b>125</b> <b>Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
<b>126</b> <b>Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995)</b> 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
<b>127</b> <b>Alte und neue Summenparameter (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
<b>128</b> <b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995)</b> 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
<b>129</b> <b>Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
<b>130</b> <b>Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996)</b> 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
<b>131</b> <b>Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
<b>132 Scale and Scaling in Hydrology (1996)</b> Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
<b>133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996)</b> Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
<b>134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996)</b> Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
<b>135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996)</b> Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
<b>136 1. Wassertechnisches Seminar (1996)</b> Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
<b>137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997)</b> ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
<b>138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)</b> Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
<b>139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997)</b> Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
<b>140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997)</b> Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
<b>141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997)</b> ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr	Preis €
<b>142 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997)</b> Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
<b>143 Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997)</b> Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
<b>144 Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt            und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997)</b> Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
<b>145 Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)</b> ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
<b>146 2. Wassertechnisches Seminar (1998)</b> Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
<b>147 Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)</b> 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
<b>148 Grundwasserdynamik (1998)</b> ISBN 3-85234-039-C	36
<b>149 Die Tradition in der Kulturtechnik (1998)</b> Kastanek F. <b>Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998)</b> Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
<b>150 Auswirkungen von Niederschlagsereignissen            und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998)</b> Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
<b>151 Experiences with soil erosion models (1998)</b> ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr	Preis €
<b>152 Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998)</b> Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
<b>153 Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998)</b> ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
<b>154 Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998)</b> ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
<b>155 Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999)</b> ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
<b>156 Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999)</b> UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
<b>157 Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999)</b> Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
<b>158 Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999)</b> Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
<b>159 Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000)</b> ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
<b>160 Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000)</b> Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

- 
- |     |  |            |
|-----|--|------------|
| 161 | <b>Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)</b><br><b>Präsentation eines Forschungsprojektes</b><br>ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien<br>ISBN 3-85234-052-7                            | vergriffen |
| 162 | <b>Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000)</b><br>ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien<br>ISBN 3-85234-053-5  | 25         |
| 163 | <b>Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)</b><br>ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein<br>ISBN 3-85234-054-3   | 25         |
| 164 | <b>Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)</b><br>ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien<br>ISBN 3-85234-055-1  | i.V.       |
| 165 | <b>Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)</b><br>Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St.<br>ISBN 3-85234-056-x                                  | 25         |
| 166 | <b>Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)</b><br>ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien<br>ISBN 3-85234-057-8  | 40         |
| 167 | <b>Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001)</b><br>Laber J.<br>ISBN 3-85234-058-6  | 25         |
| 168 | <b>Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)</b><br>ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien.<br>ISBN 3-85234-059-4  | 29         |
| 169 | <b>Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)</b><br>Langergraber G.<br>ISBN 3-85234-060-8 | 25         |
| 170 | <b>Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)</b><br>Bogner<br>ISBN 3-85234-061-6                             | i.V.       |
| 171 | <b>Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)</b><br>ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien<br>ISBN 3-85234-062-4  | 25         |

Band Nr		Preis €
172	<b>Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002)</b> Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	<b>Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002)</b> Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	<b>Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002)</b> Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	<b>Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002)</b> Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	<b>Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002)</b> ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	<b>Klärschlamm (2002)</b> <b>Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004</b> ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich <b>Schlammbehandlung und Entsorgung</b> ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	<b>Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002)</b> ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	<b>Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002)</b> Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	<b>Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002)</b> Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	<b>Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002)</b> Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr		Preis €
182	<b>Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003)</b> ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183	<b>Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003)</b> ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184	<b>Klärschlamm (2003)</b> ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185	<b>Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003)</b> Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186	<b>Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2)</b> ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187	<b>Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004)</b> ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188	<b>CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004)</b> Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189	<b>Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004)</b> Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190	<b>Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004)</b> ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191	<b>Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004)</b> Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr	Preis €
<b>192</b> <b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005)</b> ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
<b>193</b> <b>Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005)</b> Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
<b>194</b> <b>Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005)</b> ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
<b>195</b> <b>Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006)</b> ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
<b>196</b> <b>Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006)</b> ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
<b>197</b> <b>Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006)</b> ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
<b>198</b> <b>Process based regionalisation of low flows (2006)</b> Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
<b>199</b> <b>Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen &amp; Realität (2006)</b> ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
<b>200</b> <b>Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007)</b> Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

---

<b>201</b>	<b>Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007)</b> ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
<b>202</b>	<b>Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs</b> Neuaufgabe 2013 ISBN-13 978-3-85234-123-1	80
<b>203</b>	<b>Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
<b>204</b>	<b>Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
<b>205</b>	<b>Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
<b>206</b>	<b>Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
<b>207</b>	<b>1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
<b>208</b>	<b>Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen (2008)</b> ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45
<b>209</b>	<b>Kanalmanagement 2008 – Betrieb und Mischwasser (2008)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 27. März 2008 an der BOKU Wien ISBN 978-3-85234-101-9	30
<b>210</b>	<b>2. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2008)</b> ÖWAV-Seminar 2008, BOKU ISBN 978-3-85234-102-6	30

Band Nr		Preis €
211	<b>Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckleitungen (2008)</b> Saračević E. ISBN 978-3-85234-103-3	30
212	<b>Neue Herausforderungen an die Wassergütwirtschaft (2009)</b> ÖWAV Februar Seminar 2009, TU-Wien ISBN 978-3-85234-104-0	vergriffen
213	<b>Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone Beobachtung - Messung – Modellierung (2009)</b> Endbericht für Forschungsprojekte im Zeitraum 1990 bis 2008 ISBN: 978-3-85234-105-7	30
214	<b>Linking Land Use to Stream Pollution: Pollutant Dynamics and Management Implications (2009)</b> Yillia, Paul T. ISBN 978-3-85234-106-4	25
215	<b>Kanalmanagement 2009 – Hauskanäle - Von der Planung bis zur Sanierung (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-107-1	30
216	<b>Hochwässer – Bemessung, Risikoanalyse und Vorhersage (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-108-8	30
217	<b>Einsatz der Managementmethode „Benchmarking“ in der Wasserversorgung - spezifische Aspekte der Implementierung, Anwendbarkeit und Folgewirkungen (2009)</b> Neunteufel, R. ISBN 978-3-85234-109-5	30
218	<b>3. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-110-1	30
219	<b>Abwässer aus Gewerbe und Industrie Indirekt- und Direkteinleiter (2010)</b> ÖWAV Februar Seminar 2010, TU-Wien ISBN 978-3-85234-111-8	vergriffen
220	<b>Kanalmanagement 2010 – Grundlagen der Sanierungsplanung (2010)</b> ÖWAV Seminar 1.6.2010, Wien ISBN 978-3-85234-112-5	50

Band Nr	Preis €
<b>221    Anwendungsbezogene Aspekte der operationellen Durchflussvorhersage (2010)</b> Drabek, U. ISBN 978-3-85234-113-2	50
<b>222    4. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2010)</b> ÖWAV Seminar 2010, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-114-9	30
<b>223    Kanalmanagement 2011 – Pumpstationen, Mischwasserbehandlung &amp; Vorstellung des ÖWAV-Regelblattes 42 „Unterirdische Kanalsanierung – Hauskanäle“ (2011)</b> ÖWAV Seminar 2.2.2011, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-116-3	40
<b>224    Monitoring auf Kläranlagen</b> <b>„Daten erfassen, auswerten und anwenden“ (2011)</b> ÖWAV Februar Seminar 2011, TU-Wien ISBN 978-3-85234-117-0	50
<b>225    Kanalmanagement 2012 – Inspektion und Generelle Sanierungsplanung von Kanalisationen (2012)</b> ÖWAV Seminar 1.2.2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-118-7	40
<b>226    Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft (2012)</b> ÖWAV Februar Seminar 2012, TU-Wien ISBN 978-3-85234-119-4	50
<b>227    5. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2012)</b> ÖWAV Seminar 2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-120-0	30
<b>228    Flussgebietsmanagement und Nährstoffe (2013)</b> ÖWAV Februar Seminar 2013, TU-Wien ISBN 978-3-85234-121-7	vergriffen
<b>229    Kanalmanagement 2013 – Betrieb von Kanalisationen - Präsentation des ÖWAV-Regelblattes 22 (2013)</b> ÖWAV Seminar 9.4.2013, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-122-4	40
<b>230    Abwasserreinigung - Werte erhalten, Effizienz steigern und Ressourcen schonen</b> ÖWAV Februar Seminar 2014, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 124-8	50

**Die Bände sind zu beziehen bei:**

[www.wau.boku.ac.at/wienmit.html](http://www.wau.boku.ac.at/wienmit.html)

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien, Email: [ihager@iwag.tuwien.ac.at](mailto:ihager@iwag.tuwien.ac.at)

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208, 211, 212, 214, 219, 224, 226, 228, 230

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien, Email: [sekr223@hydro.tuwien.ac.at](mailto:sekr223@hydro.tuwien.ac.at)

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206, 213, 216, 221

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau  
der Universität für Bodenkultur,  
Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [christina.mayer@boku.ac.at](mailto:christina.mayer@boku.ac.at)

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz  
der Universität für Bodenkultur,  
Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [sig-office@boku.ac.at](mailto:sig-office@boku.ac.at)

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207, 209, 210, 215, 217, 218, 220, 222, 223, 225, 227, 229

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft  
der Universität für Bodenkultur  
Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [dietmar.fellner@boku.ac.at](mailto:dietmar.fellner@boku.ac.at)

Band: 119, 149, 151, 170

