

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Biologische Abwasserreinigung Aktuelle Entwicklungen

Band 208 - Wien 2008

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 208

Biologische Abwasserreinigung Aktuelle Entwicklungen

ÖWAV - Seminar - Wien 2008

TU Wien

7.-8. Februar 2008

Herausgeber

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

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement

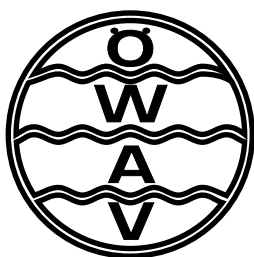
und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien

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

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, 2008

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 978-3-85234-100-2

Vorwort

Dieser Band der Wiener Mitteilungen enthält die Vorträge eines Seminars der TU Wien in Zusammenarbeit mit dem Österreichischen Wasser und Abfallwirtschaftsverband, das für einen besonderen Anlass veranstaltet wurde.

Mit Ende des Sommersemesters 2007 wurde Prof. Dr. Norbert Matsche in den Ruhestand versetzt. Es braucht wohl nicht betont zu werden, dass von Ruhestand bei ihm noch kaum etwas zu merken ist. Dies erstaunt nicht, wenn man bedenkt welche entscheidende Rolle seine Person in der österreichischen und auch internationalen Wassergütwirtschaft gespielt hat. Prof. Matsche ist einer der wenigen Fachleute aus der Chemie, die sich intensiv und kreativ in die Wasser - und Abwasserchemie sowie in die Verfahrenstechnik der Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung wissenschaftlich vertieft haben. Norbert Matsche war seit 1967 am Institut für Wassergüte als Assistent tätig und wurde im Jahre 1996 zum Professor für Chemie und Biologie des Wassers berufen. Er hat dieses einzigartige Fachgebiet konsequent aufgebaut und entwickelt. Dies hat ganz wesentlich für die nationale und internationale Bedeutung des Institutes beigetragen.

Der Schlüssel zu diesem Erfolg liegt in der gelebten Symbiose von naturwissenschaftlicher Analyse und ingenieurmäßiger Umsetzung in praktisches Handeln. Die hervorragende Zusammenarbeit von Norbert Matsché mit Prof. von der Emde, dem Gründer des Institutes, hat das Fundament für die erfolgreiche Geschichte des Institutes gelegt. Unter meiner Leitung haben wir die fachübergreifende Zusammenarbeit erfolgreich weitergeführt.

Dieses Seminar über aktuelle Entwicklungen wirft Streiflichter auf das Wirken von Prof. Matsche und seinen Einfluss auf die Wassergütwirtschaft. Die Autoren der hier veröffentlichten Beiträge spiegeln die große Wertschätzung seiner Person in der Fachwelt und den großen Einfluss von Matsche auf die fachliche Karriere vieler junger Menschen wider.

Ich hoffe, dass diese Wiener Mitteilung eine gute Quelle der Information über aktuelle Entwicklungen im Bereich der biologischen Abwasserreinigung ist, die häufig zu Rate gezogen wird, von Forschern, Planern, Behördenvertretern und Betreibern. Damit möchte ich meinen Kollegen und Freund Norbert Matsche, den Doyen der Chemie und Biologie des Wassers, für die gemeinsame Zeit am Institut danken, und wünsche ihm einen herrlichen Ruhestand und freue mich, dass er weiterhin dem Institut und dem Fachgebiet verbunden bleibt.

Inhaltsverzeichnis

Stefan Wildt (Anlagen-) Planung 2008 aus amtlicher Sicht	1 - 28
Helmut Passer, Kurt Dornhofer Herausforderungen bei der Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik aus der Sicht der Planung	29 - 62
Burkhard Teichgräber, Martin Hetschel A 131 – Neuerungen in Sicht?	63 - 82
Stefan Lindtner, Gerald Sirlinger Datenanalyse als Werkzeug der Betriebsoptimierung	83 - 114
Stefan Winkler, Norbert Matsché Das Hybridverfahren – Grundlagen und praktische Erfahrungen	115 - 134
Gerald Wandl Zweistufige Belebungsanlagen im praktischen Betrieb am Beispiel der HKA Wien	135 - 158
Raimund Haberl Überwachung und Betrieb von Kleinkläranlagen	159 - 176
Ernis Saračević, Stefan Winkler Messtechnik in der biologischen Abwasserreinigung	177 - 206
Karl Svoldal, Brigitte Nikolavcic Mischwasserbehandlung im Nachklärbecken	207 - 228
Gerhard Spatzierer Bedeutung der Aus- und Weiterbildung für den Betrieb von biologischen Abwasserreinigungsanlagen	229 - 248

Fritz H. Frimmel, Gudrun Abbt-Braun	249 - 264
Abwasserreinigung aus der Sicht der Trinkwasserversorgung	
Norbert Kreuzinger	265 - 290
Bedeutung der Abwasserreinigung für den Gewässerschutz	
Dick H. Eikelboom	291 - 304
Starke Unterschiede in den Populationen filamentöser Organismen in kommunalen und industriellen Kläranlagen	
Hilde Lemmer	305 - 320
Biologisch wirksame Zusatzstoffe in der Abwasserreinigung	

(Anlagen-) Planung 2008 aus amtlicher Sicht

Stefan Wildt

Sachgebiet Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
Amt der Tiroler Landesregierung

Kurzfassung: Im Jahr 2008, 5 Jahre nach Kundmachung der WRG-Novelle 2003, werden aktuelle Entwicklungen im Bereich der biologischen Abwasserreinigung in Österreich diskutiert. Die amtliche Sicht, hier aus dem Blickwinkel des siedlungswasserwirtschaftlichen Amtssachverständigen, hat konsequent vom Auftrag im Wasserrecht auszugehen: Wahrung der öffentlichen Interessen. Im gegenständlichen Zusammenhang bedeutet dies die Vorsorge gegenüber nachteiligem Beeinflussen der Beschaffenheit von Wasser im Rahmen von behördlichen Bewilligungsverfahren.

Die WRG-Novelle 2003 führte (u.a.) eine neue Facette in der Beurteilung von geplanten Anlagen durch die Behörden ein, nämlich die Frage nach den Auswirkungen von Vorhaben auf den „Gewässerzustand“, wobei jeweils auf „Wasserkörper“ abzustellen ist. Diese Frage stellt das WRG 1959 keinesfalls nur für geplante Abwasserreinigungsanlagen. Projekte mit Auswirkungen auf die Hydromorphologie der Gewässer scheinen deutlich stärker betroffen – zumindest aus Sicht der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft in Tirol. Im allgemeinen Sprachgebrauch wird weiterhin vom „Gewässerschutz“ die Rede sein, für den die Behörden, unterstützt durch Amtssachverständige, primär mit den Mitteln des Wasserrechts zu sorgen haben.

Parteien und verschiedenste weitere Beteiligte konfrontieren die „Amtsabordnung“ im Behördenverfahren mit ihren individuellen Zugängen zu geplanten Vorhaben. Die Pflicht von Vertretern des Amtes, die öffentlichen Interessen unter Einhaltung von Kriterien der Gesetzmäßigkeit, Effizienz, Sparsamkeit u.s.w. zu wahren, hat vielfältigste Aspekte. Dadurch wird die Aufgabe – insbesondere in den letzten 5 bis 10 Jahren - nicht einfacher, sie bleibt aber jedenfalls spannend.

Keywords: Abwasserentsorgung; Bewilligungsverfahren; Datengrundlagen; Gewässerschutz; Kommunikation; Planung; Siedlungswasserwirtschaft; Überwachung; Verwaltung; Wasserrecht

1 Allgemeine Anmerkungen und Hintergründe

Antragsteller wie Konsensinhaber, einschließlich der von ihnen beauftragten Planer oder Untersuchungsinstitutionen verwenden in verschiedensten Zusammenhängen in der Verwaltungspraxis regelmäßig den Begriff „Behörde“. Damit meinen sie häufig nicht die Behörde im Sinne der Bezirksverwaltungsbehörde oder des Landeshauptmanns, entsprechend den Zuständigkeiten laut anzuwendenden Rechtsgrundlagen. Vielmehr werden immer wieder Amtssachverständige unmittelbar als „Behörde“ angesprochen, obwohl diese ja bekanntlich in Verwaltungsverfahren nur im Auftrag der jeweils zuständigen Behörden im engeren Sinn, das heißt, im Sinne der konkreten Rechtsgrundlagen tätig sind.

Diese Hinweise erscheinen an dieser Stelle einleitend angebracht, weil Missverständnisse vor diesem Hintergrund in der Praxis leider immer wieder zu Verstimmung im Kreis der Beteiligten führen, unter Umständen sogar zu Fehlentscheidungen mit rechtlich oder wirtschaftlich negativen Konsequenzen.

Der vorliegende Beitrag beschäftigt sich mit Planungsvorgängen in der Siedlungs- und Industrieresourcennutzung aus dem Blickwinkel eines Amtssachverständigen im Amt der Tiroler Landesregierung, also vor dem Hintergrund von Erfahrungen aus der unmittelbaren Kooperation mit Behörden im engeren Sinn bzw. aus der Tätigkeit im Auftrag von Behörden. Der Einfachheit halber werden im vorliegenden Beitrag – bereits im Titel - die Begriffe „Amt“ bzw. „amtlich“ verwendet, wenn dieses gemeinsame Handeln von Behörden und Amtssachverständigen angesprochen ist.

Die Erfahrungen der amtlichen Tätigkeit des Autors beschränken sich keineswegs nur auf Verfahren mit Wasserrechtsbehörden im engeren Sinn sondern umfassen auch die Beteiligung an diversen Verfahren nach dem Gewerbe- und dem Abfallrecht oder an Verfahren auf Basis verschiedener landesrechtlicher Grundlagen. Ebenso fließen im vorliegenden Beitrag Aspekte des siedlungswasserwirtschaftlichen Förderungswesens und aus anderen, nicht nur dem hoheitlichen Aufgabenbereich einer Fachdienststelle in einem Amt der Landesregierung zuordenbaren Bereichen ein. Damit ist beispielsweise die Betreuung der Kläranlagen-Nachbarschaften (KAN) des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV) angesprochen, aber auch die

verschiedensten Formen des fachlichen Austausches mit Planern, die Diskussion von Fachfragen mit den Vertretern von Gemeinden und Betrieben ebenso wie diverse Aktivitäten im Sinne der Öffentlichkeitsarbeit.

Keinesfalls ist der vorliegende Beitrag als allgemein gültige Position des SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft oder gar des Amtes der Tiroler Landesregierung insgesamt zu verstehen. Es soll die persönliche Sicht eines Amtssachverständigen wiedergegeben werden, basierend auf Erfahrungen aus nunmehr bald zwei Jahrzehnten in diesem Bereich. Der Beginn dieses Zeitraums war geprägt von den Konsequenzen der Novelle 1990 zum Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG 1959). In der Folge waren verschiedene „kleinere“ Novellen im WRG 1959 selbst zu verzeichnen, wurde aber auch eine Reihe Verordnungen zum Wasserrechtsgesetz erlassen und teilweise zwischenzeitlich bereits novelliert. Aktuell dominieren die gravierenden Eingriffe in das österreichische Wasserrecht anlässlich der WRG-Novelle 2003 mit BGBl. I Nr. 82/2003 die Arbeit in den Ämtern.

Aufgrund des Aufgabenbereichs des Autors innerhalb der Wasserwirtschaft des Landes Tirol spielen im Spektrum der Erfahrungen zwar Themen der Abwasserwirtschaft eine zentrale Rolle, trotzdem finden durchaus Aspekte der gesamten Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, aber auch der Wasserwirtschaft im Allgemeinen ihren Niederschlag im vorliegenden Beitrag. Neben der Tätigkeit als Amtssachverständiger, einerseits in diversen Verwaltungsverfahren mit den bedeutendsten abwasserrelevanten Industriebetrieben im Land Tirol, andererseits in vergleichsweise wenig aufwändigen Verfahren, ist an dieser Stelle auch die aktive Beteiligung an der Entwicklung und Optimierung von Strukturen in der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung zu erwähnen. Nicht zuletzt umfassen die persönlichen Erfahrungen seit dem Anfang der 1990-er Jahre auch die mehrjährige Mitarbeit im wasserwirtschaftlichen Planungsorgan des Landes Tirol, inklusive der Leitung dieses Aufgabenbereiches in jener Phase, in der wesentliche Weichenstellungen aufgrund der WRG-Novelle 2003 für diesen Arbeitsbereich vorzunehmen waren.

2 „Planung“ – ein eindeutiger Begriff?

Aus Sicht des Verfassers dieses Beitrags ist Eindeutigkeit in der Praxis nicht selbstverständlich, wenn es um das Verständnis von „Planung“ geht. Darauf dürften sich wohl fallweise Hürden in Planungsprozessen zurückführen lassen. Einige Anhaltspunkte für diese Feststellung dürfen im Folgenden skizziert werden.

2.1 Sprachliche Aspekte und amtlicher Zugang

An dieser Stelle sei es gestattet, einen möglicherweise überraschenden Exkurs aus der Welt des Technikers in Dimensionen der Sprache vorzunehmen.

Der DUDEN, das Synonymwörterbuch (2006) führt zum Stichwort „Plan“ Begriffe an wie:

- Absicht
- Überblick
- Übersicht
- Wille
- Zielsetzung

Im DUDEN, sinn- und sachverwandte Wörter (1986) finden sich zum Stichwort „planmäßig“ unter anderem folgende Begriffe:

- durchdacht
- folgerichtig
- gezielt
- konsequent
- methodisch
- systematisch

- überlegt
- (abwertend:) stur

In der Regel werden sich wohl alle an Planungsprozessen (nicht nur von biologischen Abwasserreinigungsanlagen) Beteiligten mit den positiv belegten Adjektiven in obiger Aufzählung identifizieren bzw. sie für ihr Handeln in Anspruch nehmen wollen. Auf den abwertenden verwandten Begriff „stur“ wird im Folgenden noch Bezug genommen werden.

Weiters verweist der DUDEN, sinn- und sachverwandte Wörter (1986) unter dem Stichwort „planmäßig“ auf folgende Begriffe (Auswahl):

- allmählich
- behutsam
- zweckmäßig

Wie die Erfahrung zeigt, treten hier bereits deutliche Unterschiede im Verständnis von Planungen bzw. planmäßigem Vorgehen auf. Naturgemäß betrachten Bewilligungswerber und ihre Projektanten in der Regel ihre Planung wohl als „zweckmäßig“, eine „allmähliche“ Umsetzung wird eher selten deklariertes Ziel sein. Darüber hinaus wird planmäßiges Vorgehen eines Beteiligten im Verfahren nicht zwangsläufig von allen Beteiligten als „behutsam“ eingestuft.

Unter Begriffen mit gegensätzlicher Bedeutung zu „planmäßig“ nennt der DUDEN, sinn- und sachverwandte Wörter (1986) unter anderem

- folgewidrig,

der DUDEN, das Synonymwörterbuch (2006) ergänzt unter dem Stichwort „planlos“ die Begriffe (Auswahl):

- chaotisch
- gedankenlos
- kopflos

➤ unkoordiniert

Zusätzlich finden sich als Synonyme mit gegensätzlicher Bedeutung zu „planmäßig“ im DUDEN, sinn- und sachverwandte Wörter (1986) folgende Begriffe (Hervorhebungen vorgenommen durch den Autor des vorliegenden Beitrags):

- außer-plan-mäßig
- un-vorschrifts-mäßig
- in-konsequent

Spätestens beim Begriff „un-vorschrifts-mäßig“ rückt ein grundsätzlicher und zentraler Auftrag der „amtlichen Organe“ - um eine übliche Bezeichnung aus Verhandlungsschriften zu zitieren - in den Vordergrund: der amtliche Zugang zu Planungen hat sich grundsätzlich am Ziel zu orientieren, für das Einhalten der einschlägigen Vorschriften konsequent Sorge zu tragen, bei Planungen von Abwasserreinigungsanlagen insbesondere im Sinne der wasserrechtlichen Verpflichtungen zum Schutz der Gewässer. In Vollziehung dieses Auftrags werden die zur amtlichen Sicht verpflichteten Beteiligten an Bewilligungsverfahren in der Praxis durchaus nicht immer mit den positiv belegten Adjektiven „konsequent“ oder „folgerichtig“ bedacht. Was aus amtlicher Sicht „planmäßig“ ist, bezeichnet ein Gegenüber wohl fallweise als „stur“ (sh. oben) – damit muss der Amtssachverständige leben bzw. umgehen.

2.2 Wasserrechtliche Aspekte

Das WRG 1959 enthält in seiner aktuellen Fassung den Begriff „Planung“ über 100-mal, meistens als Wortteil (z.B. „Planungs-raum“, „Planungs-organ“) oder etwa in Wortfolgen (z.B. „wasserwirtschaftliche Planung“). Besonders die WRG-Novelle 2003 führte zu einer starken Betonung der Begriffe „Planung“ und „Plan“ im Wasserrecht, etwa im Zusammenhang mit dem neuen Terminus „Bewirtschaftungsplan“ (derzeit annähernd 100-mal im WRG 1959 enthalten). Das wasserwirtschaftliche Planungsorgan hingegen bleibt zumindest hinsichtlich der Häufigkeit, mit der es im aktuellen WRG 1959 erwähnt wird (nämlich knapp 20-mal) deutlich zurück, obwohl es im Rahmen der WRG-Novelle 2003 an einigen Stellen gegenüber der früheren Rechtslage zusätzlich angesprochen

wird. Ähnliches wie das zuletzt für das wasserwirtschaftliche Planungsorgan Gesagte gilt für den gleichfalls im WRG 1959 traditionellen Begriff „wasserwirtschaftliche Planung“ mit gegenwärtig ebenso weniger als 20 Nennungen.

Vereinzelt wurde in den letzten Jahren im Zusammenhang mit den Folgen der WRG-Novelle 2003 die Position vertreten, das Wasserrechtsgesetz 1959 habe sich von einem „Bewilligungsgesetz“ zu einem „Bewirtschaftungsgesetz“ gewandelt. Für das Thema des vorliegenden Beitrags bleiben hingegen - trotz der in letzter Zeit die Wasserwirtschaft geradezu überflutenden Stichworte „Plan“, „Planung“, „Bewirtschaftung“, „Maßnahmen“ u.ä. - die „klassischen“ Passagen im aktuellen WRG 1959 von entscheidender Bedeutung, konkret die Formulierungen im § 55 unter dem Titel „Wasserwirtschaftliche Planung“. Zwar fanden auch in diesem Bereich zuletzt Novellen des Gesetzestextes statt, das Grundverständnis des Begriffes „wasserwirtschaftliche Planung“ blieb aus Sicht des Verfassers allerdings erhalten. So obliegt es dem Landeshauptmann (als wasserwirtschaftlichem Planungsorgan) insbesondere weiterhin, gemäß § 55 Abs. 1 lit. a) bis d)

- alle wasserwirtschaftlichen Planungsfragen im Lande zusammenzufassen und zu koordinieren,
- die wasserwirtschaftliche Entwicklung zu überwachen,
- für die wasserwirtschaftliche Planung bedeutsame Daten zu sammeln sowie
- vorausschauend wasserwirtschaftlich zu planen.

Auch die bereits langjährig und weiterhin gegebenen Aufträge in § 55 Abs. 2 lit. a) bis c) an den Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft dürfen an dieser Stelle betont werden. Bekanntlich besteht eine enge Verknüpfung zwischen den zitierten Aufgaben von Landeshauptmännern und Bundesminister, ebenso bekannt sind fallweise Differenzen in der Praxis über Auslegung und Ausübung dieser Aufträge. Aus Sicht des Verfassers besteht zusätzlich Sorge, dass im Zusammenhang mit den zuletzt vorgenommenen Novellierungen im gesamten sechsten Abschnitt des WRG 1959 die zuvor angesprochenen traditionellen Anliegen in § 55 WRG ins

Hintertreffen geraten, zumal die neu eingeführten Inhalte des sechsten Abschnittes zumindest in erheblichem Ausmaß Ressourcen auf allen Ebenen der Wasserwirtschaft beanspruchen. Darauf wird im Folgenden noch Bezug genommen werden.

3 Spannungsfelder, Herausforderungen, Randbedingungen

In Erfüllung der amtlichen Aufgaben im Sinne des Gewässerschutzes haben MitarbeiterInnen einer technischen Dienststelle im Amt der Landesregierung mit unterschiedlichsten Anspruchsgruppen in Kontakt zu treten (Abb. 1).

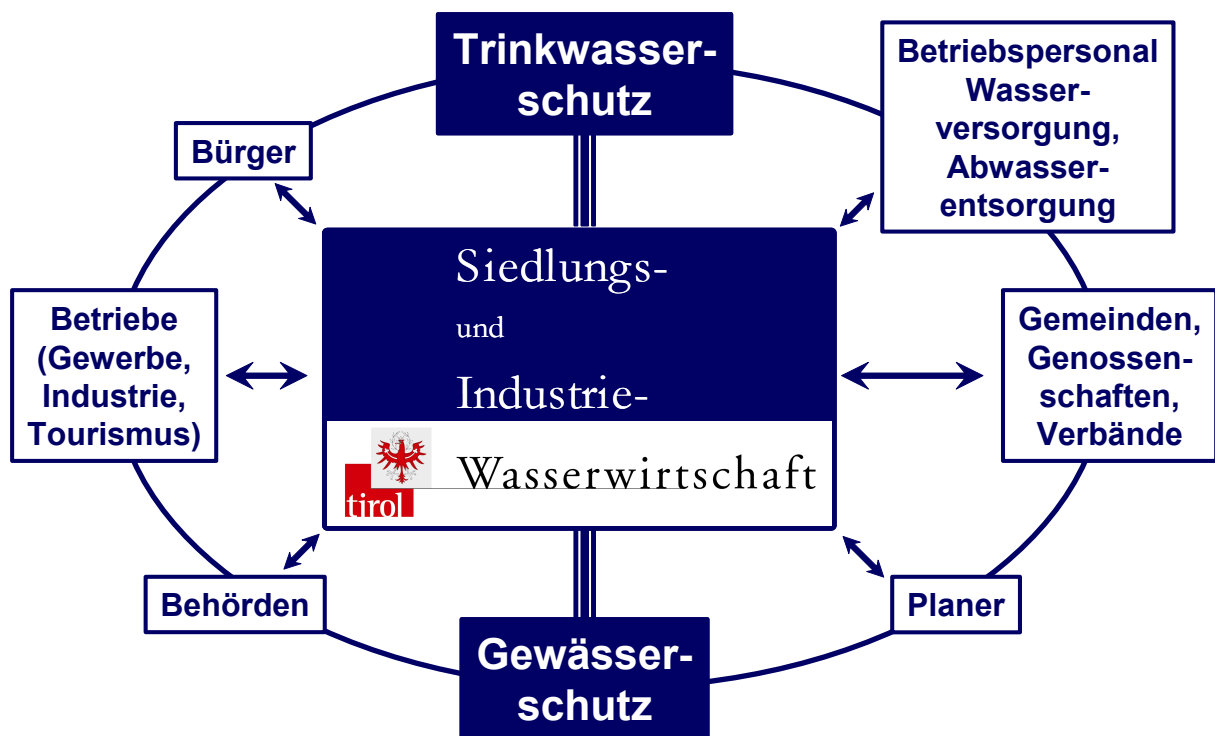


Abbildung 1: Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft als amtlicher Arbeitsbereich; die zentralen Aufgaben Trinkwasserschutz und Gewässerschutz sowie die wesentlichsten Anspruchsgruppen

Auch die fachlichen Teilaspekte eines Planungsprozesses sind heutzutage durchaus vielfältig, was sich unter anderem an der Streuung der Themen im vorliegenden Band erkennen lässt. Ausgehend von der amtlichen Sicht setzt sich der Bogen fort über Aspekte der Planung im engeren Sinn, die Rolle des

Projektanten wird dargestellt, der sich detailliert mit Entwicklungen im Bereich der abwassertechnischen Verfahrenstechnik befasst und dabei eine zunehmende Flut technischer Regeln und Normen zu berücksichtigen hat. Im Aktuelle verfahrenstechnische Entwicklungen sowie Fragen der Überwachung werden diskutiert, ehe die Bedeutung abwassertechnischer und wirtschaftlicher Daten ihren Niederschlag im vorliegenden Band findet, wobei diese Bedeutung zweifelsohne sowohl die Phase im Vorfeld der konkreten Projektierung betrifft, als auch die Phase des Betriebes bereits errichteter Anlagen. Hier ist einerseits anhand der entsprechenden Daten das Einhalten der Bewilligung mit ihren Anforderungen an die Reinigungsleistung von Abwasseranlagen nachzuweisen, andererseits ist sicher zu stellen, dass der Anlagenbetrieb zugleich möglichst effizient und sparsam geführt wird. Mit einer der wesentlichsten Voraussetzungen für den insgesamt erfolgreichen Betrieb – nicht nur von Abwasserreinigungsanlagen – nämlich mit der Aus- und Weiterbildung des Betriebspersonals setzt sich die Diskussion im vorliegenden Band fort, ehe der inzwischen mehrfach angeklungene Aspekt der Interdisziplinarität von Planungsprozessen für biologische Abwasserreinigungsanlagen den Bogen der Beiträge schließt.

So abwechslungsreich und spannend Planung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen allerdings ist, zugleich wächst die Herausforderung, den Grundauftrag angesichts der zahlreichen und vielfältigen Details nicht aus den Augen zu verlieren, d.h. umfassenden Gewässerschutz sicher zu stellen, und dabei öffentliche Interessen, aber auch Einzelinteressen bestmöglich zu berücksichtigen.

Naturgemäß spielt die Anzahl der Beteiligten und Betroffenen bei jedem einzelnen Projekt eine maßgebliche Rolle im Hinblick auf mögliche Schwierigkeiten in der Planung und Umsetzung. Welcher Aufwand mit konsequenter, systematischer Planung (vgl. oben, sprachliche Aspekte zum Begriff „Planung“) in wasserwirtschaftlichen Belangen allgemein - etwa innerhalb eines Bundeslandes - verbunden ist, hängt im Übrigen nicht zuletzt maßgeblich von der Zahl der Anlassfälle ab. Auch Topografie und andere naturräumliche Gegebenheiten sowie damit zusammenhängende Siedlungsstrukturen stellen bekanntlich wesentliche Randbedingungen für die Siedlungswasserwirtschaft dar. Sehr augenscheinlich zeigen sich Unterschiede innerhalb des Bundeslandes Tirol beim Vergleich zwischen den Strukturen im

Bereich der Wasserversorgung einerseits (Abb. 2) und der Abwasserentsorgung andererseits (Abb. 3).

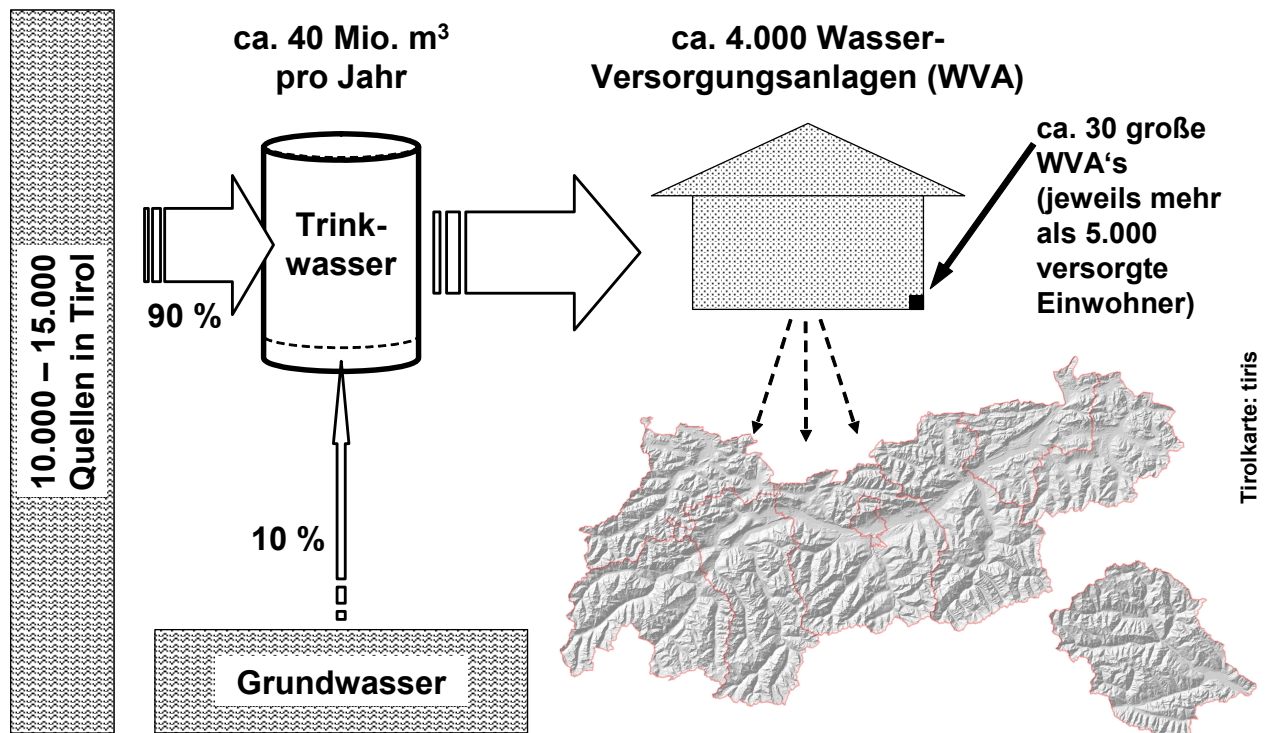


Abbildung 2: Wasserversorgung in Tirol; Struktur, Trinkwasserverbrauch

Allerdings ist die konsequente, systematische (vgl. oben, sprachliche Aspekte zum Begriff „Planung“) kommunale Abwasserentsorgung und –reinigung in jener Form, die das Bundesland Tirol heute kennzeichnet, nicht nur der Topografie zu verdanken, wie im Folgenden noch ausgeführt wird.

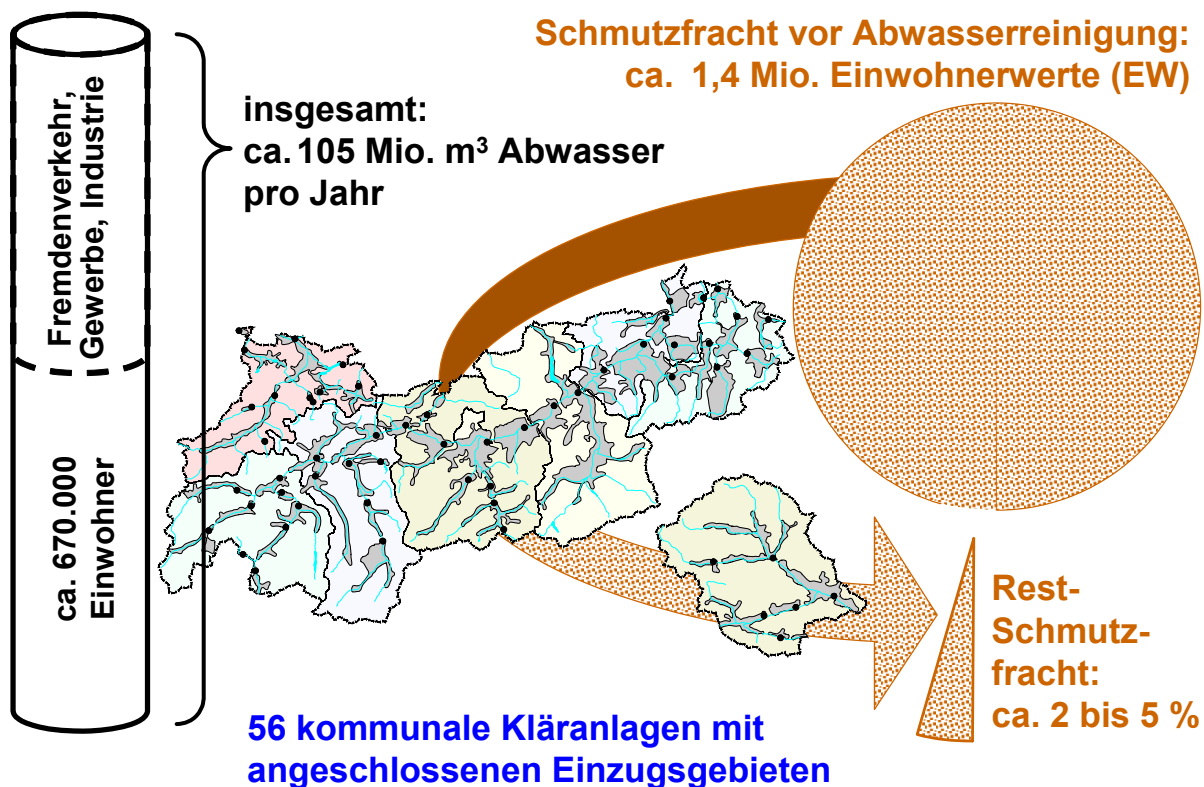


Abbildung 3: Kommunale Abwasserentsorgung in Tirol; Struktur, Frachten, Reinigungsleistung; Schmutzfrachten bezogen auf BSB₅ bzw. CSB (ATLR, 2007)

4 Erfolge bisheriger abwasserwirtschaftlicher Planung in Tirol

4.1 Kommunale Abwasserreinigung in größeren Einheiten

Die vergangenen Jahrzehnte waren durch intensive Bemühungen in der Tiroler Abwasserwirtschaft geprägt, kommunale Abwässer möglichst in größeren Einheiten einer Reinigung zuzuführen. Diese Bemühungen wurden seitens der zuständigen Fachdienststelle im Amt der Tiroler Landesregierung mitgetragen und gezielt unterstützt, sodass insbesondere im Zeitraum von den späten 1970-er bis Mitte der 1990-er Jahre eine Reihe von größeren kommunalen Kläranlagen in Betrieb gehen konnte. Das vorläufige Ergebnis dieser Entwicklung wurde zum Stichtag 31.12.2002 zuletzt umfassend dokumentiert (ATLR, 2003). Von der am 31.12.2002 in Tirol vorhandenen Gesamtkapazität aller damals

bestehenden 61 kommunalen Kläranlagen (etwas mehr als 2 Mio. EW_{60}) entfielen ca. 95 % auf 37 Anlagen mit Bemessungswerten über 15.000 EW_{60} .

Seither erhöhte sich die Gesamtkapazität auf ca. 2,14 Mio. EW_{60} in nunmehr 56 kommunalen Abwasserreinigungsanlagen im Land Tirol (ATLR, 2007). Die Zuordnung dieser Anlagen zu Kategorien von Bemessungswerten zeigen Abb. 4 (Anzahlen der Kläranlagen) bzw. Abb. 5 (Anteile an der Gesamtkapazität aller 56 Kläranlagen). Der Anschlussgrad an kommunale Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen betrug im Jahr 2007 ca. 95 %.

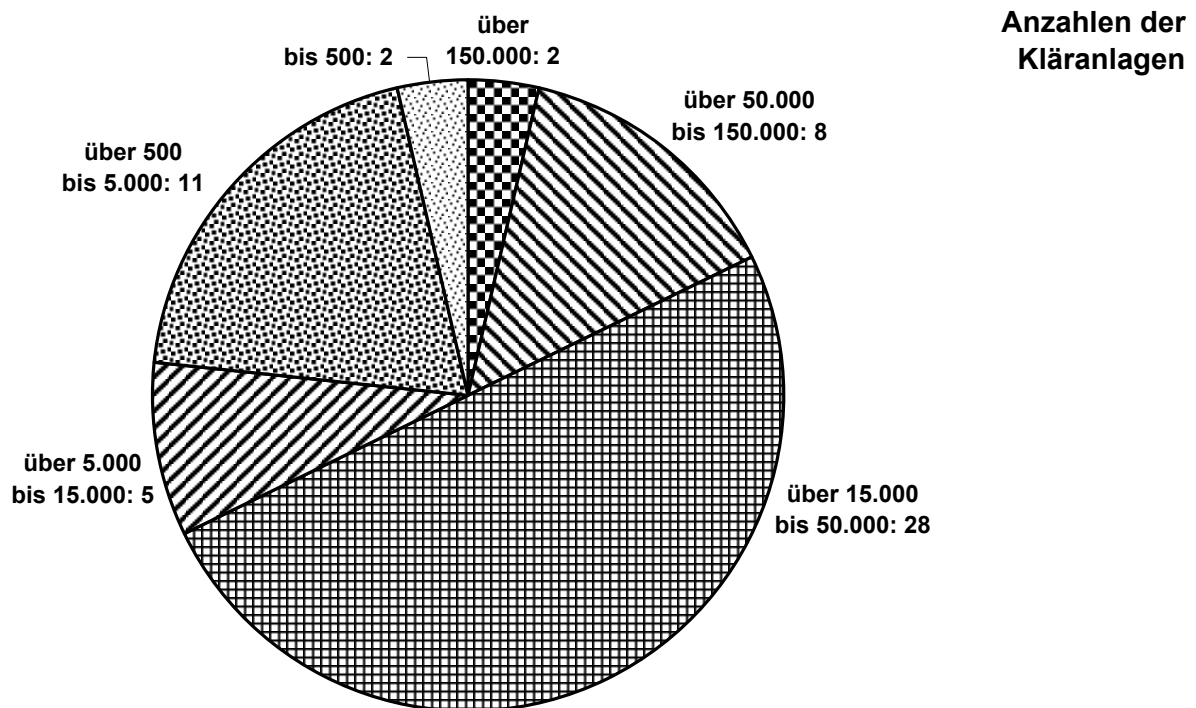


Abbildung 4: Kommunale Kläranlagen in Tirol nach Größe der Bemessungswerte in EW_{60} ; Anzahlen der Kläranlagen (ATLR, 2007)

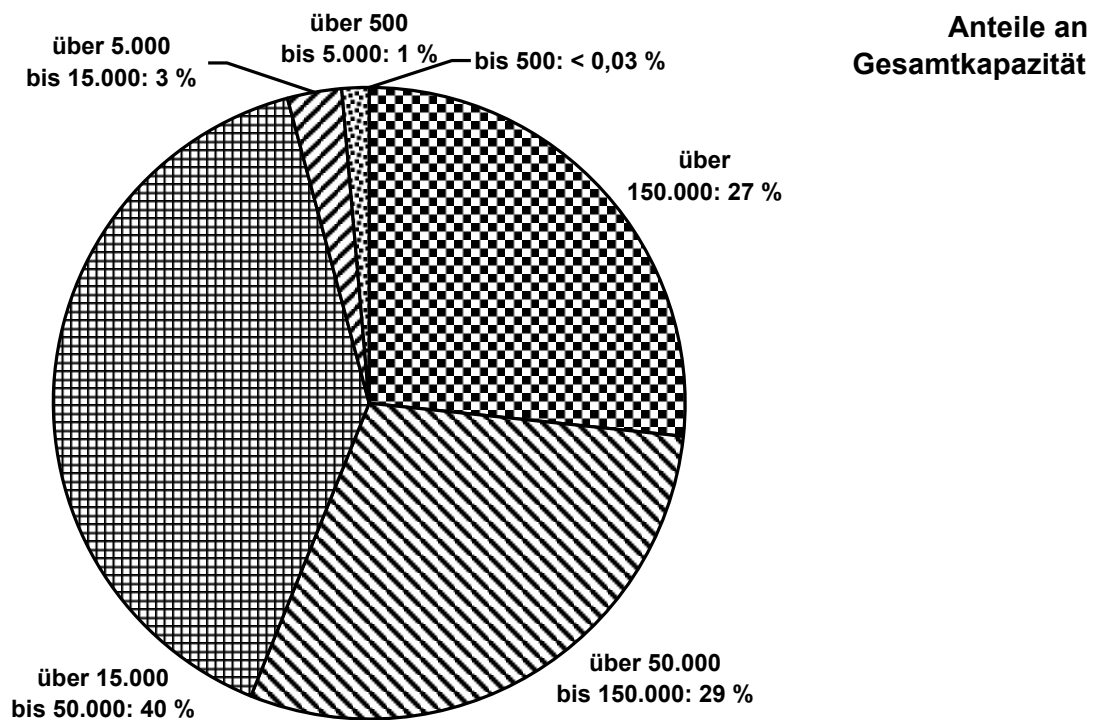


Abbildung 5: Kommunale Kläranlagen in Tirol nach Größe der Bemessungswerte in EW₆₀; Anteile an der Gesamtkapazität (ATLR, 2007)

4.2 Datengrundlagen und Kommunikation

4.2.1 Einheitliche Betriebsprotokolle für Kläranlagen (DIGIPROT)

Sicherlich begünstigt durch die oben beschriebenen Größenverhältnisse war es im Land Tirol möglich, beginnend im Jahr 1996 alle kommunalen Kläranlagen mit einem einheitlichen digitalen Betriebsprotokoll auszustatten („DIGIPROT“; Fa. DIGILOG Steuerungstechnik, Kirchbichl). Ausgelöst wurde die flächendeckende Einführung von DIGIPROT durch die Neuauflage des ÖWAV-Regelblattes 13 (ÖWAV, 1995), welches im Rahmen der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften (ÖWWV, 1991) den Mitarbeitern der Tiroler Kläranlagen im Herbst 1995 vorgestellt wurde. Hier kam es zur Initialzündung, welche die systematische Ausrüstung (vgl. oben, sprachliche Aspekte zum Begriff „Planung“) aller kommunalen Kläranlagen in Tirol innerhalb vergleichsweise kurzer Zeit auslöste.

Dieses erfolgreiche, zumindest innerhalb Österreichs wohl auch beispielgebende Projekt wäre nicht anzudenken gewesen ohne das überaus konstruktive und von gegenseitigem Vertrauen geprägte Klima zwischen Vertretern und Mitarbeitern der kommunalen Kläranlagen-Betreiber, den damit befassten Mitarbeitern des SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft im Amt der Tiroler Landesregierung sowie den Softwareentwicklern. Da mit DIGIPROT eine identische Software bei allen Kläranlagen ebenso wie im SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft eingesetzt wird, verfügen alle Beteiligten über identische Bilder zu identischen Daten, somit sind Verständigungsprobleme betreffend abwassertechnische Fakten – zumindest im Bereich dieser Daten aus der Eigen- und Betriebsüberwachung von Kläranlagen in Tirol – praktisch ausgeschlossen. Dies darf an dieser Stelle durchaus hervorgehoben werden, auch unter Bezugnahme auf die eingangs erwähnten sprachlichen Aspekte als Quellen von Missverständnissen zwischen Beteiligten an Planungsprozessen.

Die Aufgabe des „Amtes“, hier des SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, lag und liegt aus Sicht des Verfassers darin, eine einheitliche Basis für Planungsprozesse ebenso wie für Auswertungen von Betriebsdaten gezielt zu fördern, ja eigentlich zu fordern, unabhängig davon, ob Auswertungen z.B. vor betriebswirtschaftlichem oder betriebstechnischem Hintergrund erfolgen bzw. ob der Nachweis der Einhaltung von bescheidmäßig festgelegten Grenzwerten zu führen ist. Aufgabe des heutigen SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft ist es auch seit dem Start des gemeinsamen Vorhabens, im Rahmen der Beteiligung an der ursprünglichen Konzeption und an Updates von DIGIPROT aktiv dafür zu sorgen, dass alle Betriebsprotokolle der Tiroler Kläranlagen den rechtlichen Grundlagen, hier insbesondere der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEVk), BGBl. Nr. 210/1996, entsprechen. Umgekehrt galt es, auch die Inhalte der einzelnen wasserrechtlichen Bewilligungsbescheide von Kläranlagen in Tirol nach und nach an diese Randbedingungen heran zu führen (vgl. oben, sprachliche Aspekte zum Begriff „Planung“ und Grundsätze des amtlichen Zugangs zu Planungen).

Im Rahmen der gemeinsamen Weiterentwicklung von DIGIPROT konnten inzwischen auch Möglichkeiten geschaffen werden, Daten aus der Fremdüberwachung entsprechend den Vorschlägen im ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1 (ÖWAV, 1998), in das System zu integrieren, einschließlich tabellarischer sowie grafischer Gegenüberstellungen zwischen Daten der Eigen- und der

Fremdüberwachung. Damit hat sich DIGIPROT von einem ausschließlichen Instrument der Eigen- und Betriebsüberwachung, als das es zunächst konzipiert war, entscheidend weiter entwickelt, hin zu einem noch umfassenderen, auch Daten der Fremdüberwachung einschließenden Datensystem.

Rückmeldungen aus dem Kreis namhafter Planungsbüros bestätigen sowohl die Wichtigkeit, als auch die Richtigkeit des mit der Einführung von DIGIPROT eingeschlagenen Weges, weil damit eine wesentliche Basis für die Aufgaben der Planer geschaffen wurde. Auch aus der Sicht des Amtssachverständigen ist DIGIPROT nicht mehr wegzudenken. Jede Form einer gezielten (vgl. oben, sprachliche Aspekte zum Begriff „Planung“) Überwachung von Abwasseremittenten wäre massiv erschwert, ebenso jede darauf basierende Vorlage der regelmäßig beim Land Tirol eingeforderten Berichte, etwa seitens des Bundes zur Erfüllung von Verpflichtungen Rechtsgrundlagen der Europäischen Union. Nicht zuletzt eignen sich die DIGIPROT-Daten auch für den direkten Einsatz als Eingangsdaten für Berechnungen bzw. Simulationen, wie sie auf wissenschaftlicher Ebene beispielsweise am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien für besondere Fragestellungen durchgeführt werden.

Mit Stolz kann heute darauf hingewiesen werden, dass DIGIPROT gegenwärtig auf allen 55 kommunalen Kläranlagen Tirols und im SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft in Betrieb steht. Die Bemessungswerte im Sinne der 1. AEV_k, BGBl. Nr. 210/1996, reichen dabei von 300 EW₆₀ bis 400.000 EW₆₀ (eine kleinere kommunale Kläranlage soll im laufenden Jahr 2008 wegen des Anschlusses an eine Verbandsanlage stillgelegt werden und wurde daher an dieser Stelle bereits in Abzug gebracht; vgl. ATR, 2007). Außerdem konnten die beiden großen betrieblichen Direkteinleiter mit wesentlicher organischer Abwasserbelastung ebenfalls in dieses Datensystem integriert werden (gemeinsame Kapazität ca. 1,4 Mio. EGW₆₀), sodass aktuell die Daten aus der Eigen- und Betriebsüberwachung bzw. auch aus der Fremdüberwachung im Sinne der 1. AEV_k, BGBl. Nr. 210/1996, für eine Anlagenkapazität von insgesamt rund 3,5 Mio. EW₆₀ in Tirol einheitlich erfasst und auswertbar sind.

4.2.2 Elektronische Basisausstattung der Tiroler Kläranlagen

Als „ungeplante, keinesfalls unerwünschte Nebenwirkungen“ konnten im Rahmen der Einführung von DIGIPROT in Tirol erreicht werden:

- EDV-Basisausstattung auch für kleinere Kläranlagen, d.h. von 300 EW₆₀ aufwärts);
- E-Mail-Verbindung bereits ab dem Jahr 1996 für alle Kläranlagen, damit:
- einfache, rasche und kostengünstige Kommunikationsschiene, nicht nur für den Betriebsdatentransfer, sondern darüber hinaus allgemein für die MitarbeiterInnen der Anlagenbetreiber, sowohl untereinander, als auch zwischen Anlagen und dem SG Siedlungs- und Industrierewirtschaft;
- fast „kontinuierlicher“ Erfahrungsaustausch unter / mit den Anwendern der Software (u.a. im Rahmen der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften), damit auch Pflege des Kontaktes zwischen MitarbeiterInnen verschiedener Anlagen;
- generelle Bereitschaft zur Arbeit mit zeitgemäßer EDV.

Die systematische Ausstattung von Kläranlagen mit einheitlichen Betriebsprotokollen hatte aus amtlicher Sicht somit eine Reihe von zusätzlichen außer-plan-mäßigen, aber keineswegs un-zweck-mäßigen oder gar un-vorschrifts-mäßigen Konsequenzen. Alle diese positiven Effekte dürfen wohl auch als Erfolge im Sinne des Grundauftrages verbucht werden, nämlich als Beiträge zu effizientem Gewässerschutz.

4.2.3 Einheitliche Indirekteinleiterkataster (IKA)

Offenbar motiviert und bestärkt durch die Erfolge mit DIGIPROT äußerten die Betreiber der kommunalen Kläranlagen Tirols im Zusammenhang mit der Kundmachung der Indirekteinleiterverordnung - IEV, BGBl. II Nr. 222/1998, den dringenden Wunsch gegenüber dem Amt der Tiroler Landesregierung, man möge auch für die neuen, umfangreichen Zusatzaufgaben der kommunalen Kläranlagenbetreiber aus dem Titel der IEV kooperative Lösungsansätze wählen. Nicht zuletzt wurde auch der Wunsch nach einem einheitlichen System für die Führung der Indirekteinleiterkataster durch die Kläranlagenbetreiber sowie für die daraus zu erstellenden Berichte an die Behörden unmissverständlich geäußert.

In einer daraufhin gebildeten Arbeitsgruppe legte der Vertreter der heutigen Abteilung Wasser-, Forst- und Energierecht des Amtes der Tiroler Landesregierung für alle Wasserrechtsbehörden Tirols ein klares Bekenntnis zur Führung der Indirekteinleiterkataster sowie zur Berichtslegung an die Behörden Tirols ausschließlich in elektronischer Form ab. Mit dem Produkt „IKA“ der Innsbrucker Kommunalbetriebe AG konnte auch für diesen wichtigen Bereich der Abwasserwirtschaft in Tirol eine gemeinsame Softwarelösung gefunden werden.

IKA wurde seit Beginn der Auslieferung im Jahr 1999 von 40 Kläranlagenbetreibern in Tirol angeschafft. Auch das SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft setzt dieselbe Software als Zentraldatenbank für Zwecke der amtlichen Sicht ein. Wie für die Betriebsprotokolle der Kläranlagen erfolgt die Berichtslegung an die Behörden ebenfalls auf Basis von E-Mails der Kanalisationsunternehmen im Sinne der IEV. Auch hier wickelt das SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft für alle Behörden im Land Tirol dieses digitale Berichtswesen einheitlich ab.

Anders als im Fall von DIGIPROT verlief die Kooperation zwischen Kläranlagenbetreibern, SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, Wasserrechtsbehörden und Softwareentwickler betreffend IKA in der Folge nicht so uneingeschränkt erfolgreich. Eine Schuldzuweisung an einzelne Beteiligte ist aus Sicht des Verfassers des vorliegenden Beitrags keinesfalls zulässig. Vielmehr treffen hier mehrere Fakten und Randbedingungen zusammen, worauf in diesem Beitrag noch Bezug genommen werden wird soll.

Insgesamt kann an dieser Stelle festgehalten werden:

Einige zentrale Erfolge in der Tiroler Abwasserwirtschaft der letzten Jahrzehnte sind wesentlich einem amtlichen Zugang zu Planungsfragen zuzuschreiben, welcher darauf ausgerichtet war, „geplant“ im Sinne von „systematisch, koordiniert und konsequent“ vorzugehen (vgl. oben, sprachliche Aspekte). Dabei spielte das in aller Regel konstruktive Klima in der Kommunikation zwischen kommunalen Kläranlagenbetreibern und SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft eine entscheidende Rolle.

Ausdruck dieses positiven Klimas ist wohl auch die Tatsache, dass sich praktisch alle Kläranlagenbetreiber und das SG Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft an der Arbeit der Kläranlagennachbarschaften des ÖWAV beteiligen. Unter anderem vor diesem Hintergrund kam in Tirol eine Reihe von Anpassungs- bzw. Erweiterungsmaßnahmen ins Rollen, zumindest mit ausgelöst oder initiiert durch den konsequenten Erfahrungs- und Informationsaustausch zwischen den Kläranlagenbetreibern im Rahmen der Kläranlagennachbarschaften, unter Einbindung des SG Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft. Die aktive Beteiligung an der Arbeit der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften darf als ein Teil des amtlichen Zugangs zu Planungen von Abwasseranlagen verstanden werden. Diesem Ansatz sind einige erfolgreiche Projekte der letzten Jahre zuzuordnen, deren Realisierung auf Basis eines betont hoheitlichen Vorgehens, also ausschließlich auf Basis von Verfahren vor den Behörden, wohl deutlich schwieriger und aufwändiger ausgefallen wäre. Leider gerät das Bemühen, amtliche Beteiligung an Planungsvorgängen nicht nur im streng hoheitlichen Bereich zu praktizieren, zunehmend in Kritik, nachdem derartige Aktivitäten im Zuge von Einsparungsdiskussionen in der Verwaltung tendenziell als verzichtbar, weil ohne gesetzlichen Auftrag eingestuft werden.

5 (Anlagen-) Planung 2008 - aktuelle Anliegen aus amtlicher Sicht

5.1 Gesamtschau und betriebliche Abwasseremittenten

Wie oben ausgeführt verfügt Tirol über einen hohen Anschlussgrad an – in der Regel größeren - kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. Der Stand der Technik wird auf diesen Anlagen im Wesentlichen eingehalten. Im gewerblich-industriellen Bereich bestehen hingegen unterschiedliche Standards und wäre mehr systematischer Überblick wünschenswert. Ähnliches gilt hinsichtlich kommunaler Kanalanlagen und Fragen der Mischwasserbehandlung bzw. der Oberflächenentwässerung.

Hintergrund für Lücken in der Gesamtschau ist zunächst die Tatsache, dass die Entsorgung von Abwässern aus dem nicht-kommunalen Bereich in Tirol traditionell überwiegend auf Indirekteinleitungen beruht, abgesehen von den

zwei bereits im Zusammenhang mit den digitalen Betriebsprotokollen angesprochenen großen betrieblichen Direkteinleitern und wenigen anderen Ausnahmen. Aufgrund der Regelungen im Wasserrecht betreffend Indirekteinleitungen werden zahlreiche abwassertechnische Entscheidungen im Rahmen der privatrechtlichen Vereinbarungen zwischen kommunalen Kläranlagenbetreibern und Indirekteinleitern getroffen. Die Vielzahl der unterschiedlichen Indirekteinleiter, im Zusammentreffen mit diversen Planern und Kläranlagenbetreibern führt naturgemäß leider fallweise zu unterschiedlichen Vorgangsweisen in an sich gleich gelagerten Fällen.

Außerdem werden bekanntlich seit einigen Jahren wasserrechtliche Bestimmungen bei Gewerbe- und Industriebetrieben in der Regel durch die Bezirksverwaltungsbehörden vollzogen, und zwar zunehmend im Rahmen von Gewerberechtsverfahren, nicht mehr durch die Wasserrechtsbehörden selbst. Das Streben nach dem viel zitierten „One Stop Shop“ zugunsten der Bewilligungswerber birgt in der Praxis das Risiko einer Zersplitterung des Vollzugs, unter anderem in wasserwirtschaftlichen Fragen.

Auch Begutachtungen durch abwasserfachliche Amtssachverständige erfolgen zunehmend dezentral, für Tirol nicht im SG Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft in Innsbruck, sondern durch Kollegen in den Bezirken. Somit besteht im rechtlichen wie im abwasserfachlichen Bereich Bedarf, durch entsprechende amtsinterne Konzepte und Maßnahmen eine landesweit einheitliche Gesamtsicht bei Planungsprozessen und Bewilligungsverfahren zu gewährleisten. Diese Herausforderung gilt für alle Phasen, von der Einreichung der Projekte inklusive allfälliger Vorarbeiten, über die Bewilligung bis hin zur Überwachung des laufenden Betriebes. Dass diese Koordinationsaufgabe im Amt Kapazitäten bindet, die im operativen Bereich (z.B. Mitwirkung als Amtssachverständige in Bewilligungsverfahren) fehlt, liegt auf der Hand (vgl. auch unten, Kapazitätsgrenzen).

Insgesamt ist das (nicht nur) amtliche Anliegen einer Gleichbehandlung unter diesen Randbedingungen erschwert durchsetzbar.

5.2 Kapazitätsgrenzen

5.2.1 Grenzen bei Betreibern

Nicht nur im Bereich der Ämter, selbstverständlich auch bei Betrieben treten zunehmend Engpässe hinsichtlich ihrer objektiv anzuerkennenden Leistungsmöglichkeiten zutage, wenn es darum geht, geplante Vorhaben in individuellen Bewilligungsverfahren den amtlichen Anforderungen entsprechend zu adaptieren. Dabei spielt es eine zunehmend untergeordnete Rolle, ob der eine Bewilligung anstrebende Abwasseremittent ein gewerblicher Betrieb, ein Industriebetrieb oder eine dem öffentlichen Bereich mehr oder weniger nahe stehende Einrichtung ist.

Sich bestmöglich um den Ausgleich zwischen individuellen Interessen in den Verfahren zu bemühen und dabei den Grundauftrag „Gewässerschutz im öffentlichen Interesse“ nicht aus den Augen zu verlieren, diese Herausforderung an die Vertreter amtlicher Stellen verschärft sich unter solchen Randbedingungen, zumal auch im amtlichen Bereich die Verfügbarkeit von Ressourcen abnimmt.

5.2.2 Grenzen im amtlichen Bereich

Es liegt scheinbar nahe, aus dem bisher erreichten, sowohl quantitativ als auch qualitativ hohen Standard der zentralen Entsorgung von Abwässern im kommunalen Bereich zu schließen, die Aufgaben der Siedlungs- und Industrierewasserwirtschaft wären erfüllt. So wurden im Land Tirol zuletzt folgende Grundziele betreffend die Abwasserentsorgung definiert, um die noch verfügbaren Ressourcen gezielter einzusetzen:

- Erhalten des hohen Standards der kommunalen Abwasserreinigung,
- Durchführen notwendiger Anpassungen bei kommunalen Kanalisationen und in der gewerblich-industriellen Abwasserentsorgung,
- Durchsetzen des Standes der Technik in der Oberflächenentwässerung.

Für das Erarbeiten konkreter Konzepte in diesem Sinn sowie zur Erledigung von besonderen Aufgaben in der Abwasserwirtschaft des Landes (Betreuung von Verfahren betreffend ausgewählte Abwasseremittenten, fachliche Grundlagenarbeit für und mit Kollegen in Außenstellen u.a.m.) stehen allerdings inzwischen nur mehr äußerst knapp bemessene Personalkapazitäten zur Verfügung.

5.2.3 Kritische Größe kommunaler Kläranlagen

Aufgrund der praktischen Erfahrungen des Autors erweist sich eine Anlagengröße im Bereich kommunaler Kläranlagenbetreiber möglicherweise zunehmend als kritisch: Kläranlagen mit Bemessungswerten von etwa 20.000 bis 40.000 EW₆₀ (ca. 20 kommunale Kläranlagen in Tirol) verfügen grundsätzlich in der Regel über Vorteile im Hinblick auf abwassertechnisch und wirtschaftlich zweckmäßige Betriebsführung. Allerdings stehen auf Anlagen dieser Kategorie (jedenfalls in Tirol) in der Regel nur drei oder vier, durchaus aber auch nur zwei Mitarbeiter zur Verfügung, deren Aufgabe die korrekte Betriebsführung der Kläranlage ist (häufig auch die korrekte Betriebsführung von ausgedehnten Kanalanlagen) und für die sie die entsprechende fachliche Qualifikation aufweisen. Mitarbeiter mit abwasserfachlicher Qualifikation und zugleich mit verstärkten Kompetenzen im administrativen Bereich (Aufbereiten von fachlichen und wirtschaftlichen Daten zum Anlagenbetrieb, Umgang mit Rechtsgrundlagen etc.), üblicherweise als Geschäftsführer eingestuft, stehen auf Anlagen der angesprochenen Größenordnung nicht immer zur Verfügung.

Diese Tatsache ist insbesondere im Zusammenhang mit Vorgängen betreffend Indirekteinleitungen oder etwa mit Verpflichtungen aufgrund der Verordnung explosionsfähige Atmosphären – VEXAT, BGBl. II Nr. 309/2004, zu berücksichtigen. In der Vergangenheit mögen hier Ressourcen amtlicher Stellen in größerem Umfang mit einbeziehbar gewesen sein. In Anbetracht des oben bereits Ausgeführten muss hingegen betont werden, dass ein allfälliger Bedarf an beratender Unterstützung durch Amtssachverständige – sei es auf Ersuchen der kommunalen Betreiber oder auf Ersuchen von Indirekteinleitern – zunehmend nicht mehr abgedeckt werden kann. Diese Lücken werden anderweitig zu schließen sein, d.h. durch Ressourcen außerhalb des amtlichen Bereichs und zu den dort anfallenden Kosten. Selbst überdurchschnittlich qualifiziertem und erfahrenem Betriebspersonal von kommunalen Kläranlagen

werden derartige Aufgaben in der Regel nicht ausschließlich zu überantworten sein.

5.3 Gesamtschau versus Spezialisierung und Schnellebigkeit

Wie viele andere Bereiche auch unterliegt die Abwassertechnik der allgemeinen Entwicklung einer zunehmenden Spezialisierung. Zugleich nimmt die Forderung nach raschen Entscheidungen generell zu, unter anderem wohl auch im Zusammenhang mit den sonst durchaus hilfreichen Möglichkeiten der digitalen Information und Kommunikation auf Basis von Internet und E-Mail. Nicht immer entsprechen Planungsvorgänge, die vor diesem Hintergrund ablaufen, dem Wunsch und Auftrag auf amtlicher Seite nach Gesamtschau und optimalem Interessenausgleich.

MitarbeiterInnen der Ämter sind besonders gefordert, darauf zu achten, dass Planungen zur Lösung abwassertechnischer Aufgaben an der objektiv richtigen Stelle ansetzen und alle zutreffenden Kriterien tatsächlich Berücksichtigung finden. Dementsprechend ist im Anlassfall etwa zu prüfen, ob Engpässen im Bereich kommunaler Abwasserreinigungsanlagen durch Lösungsansätze nur dort oder kombiniert mit Maßnahmen bei Indirekteinleitern, wenn nicht grundsätzlich hier begegnet werden soll. Bei allen Entscheidungen hat die amtliche Sicht nicht zuletzt Auswirkungen über das konkrete Projekt hinaus stets mit zu berücksichtigen, also Auswirkungen auf andere Nutzungen oder auf andere Maßnahmen im näheren oder im weiteren Umkreis, nicht zuletzt auch Summationswirkungen etc.. Zu verhindern, dass einzelne Beurteilungsmaßstäbe gegenüber anderen unzulässig überbetont werden – im Fall von Abwassereinleitungen zum Beispiel der Immissionsansatz gegenüber dem Emissionsansatz - zählt ebenso zu den Funktionen der amtlichen Gesamtsicht.

Amtliches Bemühen, in Ansehung der begrenzten eigenen Ressourcen Teilaufgaben an Dritte auszulagern, insbesondere dann, wenn etwa abwassertechnische Spezialfragen zu behandeln sind, stößt im Übrigen fallweise auf unvorhergesehene Hürden in bis dato weniger berücksichtigten Bereichen. Zunächst stehen bei Sonderfragestellungen in der Regel grundsätzlich nur wenige kompetente Institutionen überhaupt zur Auswahl, denen zweifelsfrei Unabhängigkeit im Hinblick auf eine allfällige Befangenheit zukommt. Am ehesten sind Unabhängigkeit und Spezialkompetenz allgemein bei Universitätsinstituten vorauszusetzen. Wenn allerdings heutzutage allgemeine

Vertragsbedingungen für einen Werkvertrag zwischen „öffentlichen Bereichen“ - Universität als Auftragnehmer und Landesverwaltung als Auftraggeber – unter einen Hut zu bringen sind, kann im Einzelfall zunächst (vertrags-)rechtlicher Sand ins Getriebe kommen. Zielstrebiges und konsequentes Beharren der fachlich Interessierten auf beiden Seiten, grundsätzlich gutes Klima zwischen Naturwissenschaftlern bzw. Technikern und Juristen in der jeweils eigenen Institution sowie ein gerüttelt Maß an persönlichem Einsatz führen – wie die konkrete Erfahrung zeigt – aber letztlich doch zu korrekt unterfertigten Werkverträgen und damit zu entscheidenden abwassertechnischen Grundlagen für amtliche Entscheidungen.

Im Zusammenhang mit dem Stichwort „abwassertechnische Grundlagen“ darf an dieser Stelle auch auf die Bemühungen des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV) und seiner Partner hingewiesen werden, österreichweit einheitliche Datengrundlagen für Planung, Dokumentation und Analyse des Betriebes von Abwasserreinigungsanlagen zu fördern. Unter dem Arbeitstitel „ÖWAV-Regelblatt 13 / neu“ arbeiten Kollegen seit einiger Zeit an einem digitalen System zur umfassenden Nutzung von Daten auf Abwasserreinigungsanlagen, über das bisherige ÖWAV-Regelblatt 13 (ÖWAV, 1995, und ÖWAV, 1998) hinaus, nicht zuletzt auch im Zusammenhang mit dem österreichischen Benchmarking-Projekt für Abwasserreinigungsanlagen. Das SG Siedlungs- und Industrieressourcenwirtschaft verfolgt diese Arbeit mit großem Interesse, nicht nur, aber auch vor dem Hintergrund der oben bereits geschilderten, äußerst positiven Erfahrungen im Land Tirol mit DIGIPROT als der Datenbasis für Kläranlagen in Tirol.

5.4 Unsicherheiten aus der WRG-Novelle 2003

Die WRG-Novelle 2003 darf wohl als jener Eingriff in das WRG 1959 innerhalb des letzten halben Jahrhunderts bezeichnet werden, der mit den umfangreichsten Diskussionen im Kreis der Betroffenen verbunden war und noch immer ist. Sowohl Projektanten, als auch Vertreter von Behörden und Amtssachverständige stoßen im Rahmen des Vollzuges der nunmehr geltenden Bestimmungen nach wie vor regelmäßig auf Fragen, die sich – trotz großer Anstrengungen und erheblichen Zeitaufwands – nur teilweise eindeutig beantworten lassen. Diese Tatsache bedeutet Unsicherheit für alle Beteiligten, für Bewilligungswerber und ihre Projektanten wie auch für die amtliche Seite. Solche Unsicherheiten im

Einzelfall möglichst gering zu halten ist eines der weiterhin aktuellen Anliegen aus amtlicher Sicht, auch fünf Jahre nach Kundmachung der WRG-Novelle 2003. Dass für derartige Aufgaben ebenso wie für Arbeiten an diversen Plänen und Programmen im Sinne des sechsten Abschnittes des WRG 1959 in der aktuellen Fassung Ressourcen der Ämter auf allen Ebenen gebunden werden (vgl. §§ 55 ff und das eingangs hiezu Gesagte), liegt auf der Hand. Diese Ressourcen fehlen naturgemäß bei der Abwicklung von Bewilligungsverfahren. Tiefgreifende Diskussionen über die Auslegung des aktuellen Wasserrechts in Einzelverfahren, zunehmend unter Einschaltung von Rechtsanwälten auch bei Vorhaben von vergleichsweise geringerem Ausmaß, führen leider mitunter auch dazu, dass das amtliche Streben nach umfassendem, an Effizienz und Gleichbehandlung orientiertem Gewässerschutz nicht gerade begünstigt wird.

Setzt eine Landesverwaltung ihre MitarbeiterInnen vorrangig in individuellen Verwaltungsverfahren ein, so fördert dies rasche Entscheidungen zugunsten der BewilligungswerberInnen. Andererseits gerät das Amt selbst aufgrund so vorgegebener Prioritäten unter Druck, weil Kapazitäten fehlen, um jene Planungen, die den gesamten eigenen Zuständigkeitsbereich mittel- und längerfristig betreffen, im eigenen Interesse und im Interesse der gesamten Wasserwirtschaft des Landes im erforderlichen Umfang aktiv mitgestalten zu können. Zugegebenermaßen betrifft dieser Druck in Tirol momentan primär jene Kolleginnen und Kollegen, die sich mit hydromorphologischen Fragen zu beschäftigen haben, weniger die Abwassertechniker.

Schließlich darf ein weiterer Themenbereich im Zusammenhang mit der WRG-Novelle 2003 im Besonderen bzw. mit Auswirkungen EU-rechtlicher Vorgaben im Allgemeinen auf Planungsvorgänge in der Abwasserwirtschaft aus amtlicher Sicht angesprochen werden. Die Betonung des Bezuges auf Einzugsgebiete und auf Wasserkörper bringt das Risiko mit sich, lokal durchaus bedeutsame Konsequenzen von abwassertechnischen Planungen für Gewässer bei der Beurteilung von Projekten nicht hinreichend zu berücksichtigen. Daher sind amtliche Stellen verstärkt gefordert, sich an der Festlegung der maßgeblichen Beurteilungskriterien und Planungsgrundlagen bereits in frühen Projektstadien zu beteiligen und so für das Berücksichtigen der im Einzelfall maßgeblichen rechtlichen und fachlichen Fragestellungen zu sorgen.

6 Schlusswort

Planung von Abwasserreinigungsanlagen bzw. allgemein von Abwasseranlagen und die Begutachtung der entsprechenden Projekte in Behördenverfahren bleiben herausfordernde Aufgaben für alle Beteiligten. Bei der Lösung der eigentlichen abwassertechnischen Fragen sind zahlreiche, zunehmend komplexe und nicht immer klar definierte Randbedingungen zu berücksichtigen.

VertreterInnen von Behörden und Amtssachverständige sind besonders dazu angehalten, im Sinne einer geordneten wasserwirtschaftlichen Entwicklung die Gesamtschau über einzelne Projekte hinaus zu wahren. Der Auftrag, die Gewässer unter sparsamem Einsatz der in vielen Bereichen knappen Ressourcen wirksam vor Belastungen zu schützen, verlangt konsequente und umsichtige Aktivität, nicht zuletzt auch auf amtlicher Seite. Intensive Kommunikation und Information zwischen den Beteiligten sind erforderlich, ebenso Kooperation mit Spezialisten in verschiedenen Teildisziplinen der Wasserwirtschaft.

Dank eines traditionell zumeist äußerst konstruktiven Miteinanders der Partner in der Abwasserwirtschaft Tirols und auch in Österreich insgesamt konnten in den vergangenen Jahrzehnten große Erfolge im Sinne des Gewässerschutzes erzielt werden. Solange dieses Klima erhalten bleibt – was eines stetigen gemeinsamen Bemühens darum bedarf – sollten aktuelle wie zukünftige Herausforderungen ebenfalls bewältigt werden können, trotz sinkender Verfügbarkeit von Ressourcen in vielen Bereichen.

Allen, die ihre Beiträge in obigem Sinn bisher geleistet haben und weiterhin leisten, sei an dieser Stelle ausdrücklich gedankt.

7 Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, Abteilung Wasserwirtschaft, Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (ATLR, 2003): Abwasserentsorgung in Tirol, Bericht 2002. Innsbruck
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft (ATLR, 2007): Kläranlagenkataster Tirol 2006. Innsbruck
- BGBI. Nr. 186/1996: Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV)
- BGBI. Nr. 210/1996: Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser) i.d.F. BGBI. II Nr. 392/2000
- BGBI. II Nr. 222/1998: Indirekteinleitungsverordnung – IEV, i.d.F. BGBI. II Nr. 523/2006
- BGBI. II Nr. 309/2004: Verordnung explosionsfähige Atmosphären – VEXAT
- DUDEN, Sinn- und sachverwandte Wörter (1986): Wörterbuch der treffenden Ausdrücke. 2., neu bearbeitete, erweiterte und aktualisierte Auflage, Dudenverlag. Mannheim-Wien-Zürich
- DUDEN, Das Herkunftswörterbuch (2006): Etymologie der deutschen Sprache. 4., neu bearbeitete Auflage, Dudenverlag. Mannheim-Leipzig-Wien-Zürich
- DUDEN, Das Synonymwörterbuch (2006): Ein Wörterbuch sinnverwandter Wörter 4. Auflage, Dudenverlag. Mannheim-Leipzig-Wien-Zürich
- OBERLEITNER, F. (2007): WRG – Wasserrechtsgesetz. Kommentar zum Wasserrechtsgesetz 1959. 2., aktualisierte und wesentlich erweiterte Auflage, Manz'sche Verlags- und Universitätsbuchhandlung. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 1995): /Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Musterprotokolle samt Erläuterungen). ÖWAV-Regelblatt 13. Zweite, vollständig überarbeitete Auflage. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 1998): Beiblatt zum ÖWAV-Regelblatt 13. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 1998): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1: Fremdüberwachung gem. 1. AEV für kommunales Abwasser. Zweite, vollständige überarbeitete Auflage. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 2000): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2: Gesamtprüfung. Zweite, vollständige überarbeitete Auflage. Wien

- ÖSTERREICHISCHER WASSERWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWWV, 1991):
Kläranlagenachbarschaften in Österreich – Ein Beitrag zur Reinhaltung der
Gewässer. ÖWWV-Arbeitsbehelf Nr. 8. Wien
- WILDT, St. (2003): Eigenüberwachung von Kläranlagen in Tirol: Nutzung eines
einheitlichen Datensystems durch Kläranlagenaufsicht und Betreiber. Wiener
Mitteilungen, Band 187, Seite 197-220

Korrespondenz an:

Dr. Stefan WILDT

Amt der Tiroler Landesregierung
Sachgebiet Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Herrengasse 1
6020 Innsbruck

Telefon: +43 (0)512/508-4233
Fax: +43 (0)512/508-4205
E-Mail: stefan.wildt@tirol.gv.at

Homepage: www.tirol.gv.at/abwasser

Herausforderungen bei der Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik aus der Sicht der Planung

Helmut Passer und Kurt Dornhofer

Ingenieurbüro Passer & Partner ZT GmbH

Abstract: Eine gründliche und sorgfältige Datenauswertung ist Voraussetzung bei der Ermittlung von Planungs- und Bemessungsgrundlagen wie auch bei der Bekämpfung von Betriebsproblemen und der Betriebsoptimierung. Anhand von Beispielen und Erfahrungen wird ihre Bedeutung als wichtiger Teil der Planungsarbeit hervorgehoben. Dabei wird auch das Wechselspiel zwischen Abwasserlinie und Schlammlinie im Zusammenhang mit Blähschlamm dargestellt.

Key Words: Blähschlamm, Selektor, Schaumbekämpfung, Faulturm, Datenauswertung als Planungsaufgabe

1 Einleitung

Die aktuellen Entwicklungen der biologischen Abwasserreinigung in Österreich bauen maßgeblich auf den Erfahrungen der letzten 4 bis 5 Jahrzehnte auf, die beim Bau und vor allem beim Betrieb biologischer Abwassereinigungsanlagen gewonnen wurden. Wer sich seit damals zu jenem Kreis der Fachleute zählen durfte, die sich periodisch in Raach a.S., in Ottenstein und in der Folge zu den „Februarseminaren“ der TU-Wien zur Weiterbildung und zum Erfahrungsaustausch einfanden, der konnte an der Person von Norbert Matsché nicht vorbei kommen. Er hat den Blähschlamm enttabuisiert und die verschiedenen Zusammenwirkungsmechanismen wissenschaftlich aufbereitet, um sie der Praxis und damit auch an die Planung weiterzugeben. Er hat mitgeholfen, die 2-stufige Abwasserreinigungstechnik des Belebtschlammverfahrens auch in Österreich „gesellschaftsfähig“ zu machen und diese mit dem Hybrid-Verfahren zu einem Höhepunkt geführt. Er darf daher wohl zu Recht als

einer der Marksteine in der Entwicklung der biologischen Abwasserreinigung in Österreich angesehen werden. Ich bin sehr dankbar, die Begegnung mit ihm ebenso erlebt zu haben und möchte anhand gemeinsam erarbeiteter Problembewältigungen und gewonnener Erfahrungen einen Entwicklungsrückblick anstellen, der für „Profis“ als gute Wiederholung und für „Neueinsteiger“ zur Verständnisbildung bezüglich gegebener Herausforderungen bei Anpassungsplanungen geeignet scheint.

Doch zuvor seien mir noch ein paar Anmerkungen zum Menschen Norbert Matsché anlässlich seines 65-ers aus meiner erfahrenen Perspektive erlaubt. Die vielseitige Tätigkeit von N.M. als Chemiker, Wissenschaftler, Konsulent für Lösung von Betriebsproblemen, Lehrmeister vieler Fortbildungsveranstaltungen, Ausbilder von Betriebspersonal, aber auch als Sachverständiger oder Mitplaner von Kläranlagen hat ihn zu einem unverzichtbaren Bindeglied und erfolgreichen Mediator in Fragen fachlicher Auseinandersetzungen zwischen Auftraggebern, Planern, Behörden, aber auch ausführenden Firmen geformt. Seine oberste Devise war stets die Auffindung oder Durchsetzung guter, praxisorientierter Lösungsansätze. Vielleicht ist sein Verständnis und sein Kontakt zu guten Planern gerade ob seines hohen Erfahrungsschatzes so ausgeprägt, weil er eben die reale Spannweite zwischen Theorie und Praxis oder auch den Spielraum zwischen guter und schlechter Planungsarbeit aus eigener Erfahrung bestens differenzieren kann. Und er kennt sehr wohl die Mühsal einer soliden Planungsarbeit, nicht nur die rosenbestückte Erfolgsgerade. Besonders würdigen möchte ich auch seine kollegiale Fairness im Wettkampf unter Konkurrenzbedingungen, eine echte Rarität in der Jetztzeit unter Planern. Er hat bei zahlreichen „Planungswettkämpfen“ von Kläranlagenanpassungen in den letzten Jahren mitgewirkt und auch seinen Unmut über den volkswirtschaftlichen Widersinn deutlich gemacht. Unabhängig davon hat er mit seinem enormen abwassertechnischen Wissen vielerlei Impulse in die Praxis abgegeben und auf diese Weise seine Handschrift in vielen Kläranlagen Österreichs und weit darüber hinaus verewigt. Wir alle Abwasserfachleute zollen ihm großen Respekt und sind ihm auch zu besonderem Dank verpflichtet. Wir gehen allerdings auch davon aus, dass N.M. sein Wissen und seine Erfahrung weiterhin der Fachwelt bereithalten wird, auch wenn man ihm angesichts seiner bereits erfolgten Pensionierung „Marscherleichterung“ wünschen bzw. zugestehen wollte.

Doch nun zu dem eigentlichen Vortragsthema und hierzu noch eine klarstellende Erläuterung:

Kläranlagen aus der Zeit der 70-er und 80-er Jahre müssen vor allem dann angepasst werden, wenn sie nur auf Kohlenstoffreinigung ausgelegt waren, oder wenn sie durch Überlastung und/oder nicht ausreichender betrieblicher Funktion nicht mehr den heute geforderten Reinigungseffekt erzielen. Dabei ist unter der Anpassung an den Stand der Technik vor allem der Bezug zur WRG-Novelle 1990, §12a, WRG 59 idgF zu verstehen, d.h. also Reinigungsanforderung Nährstoffentfernung im Sinne der 1.AEVk 1991 und in der Folge 1.AEVk 1996 bzw. auch die EU-RL 91/271EWG.

Anpassung heißt u.a. also auch Erneuerung und Schaffung nachhaltiger Werke mit allen Facetten des Anhanges G zu §12a. Neben den gesetzlichen Anforderungen gibt es eine Reihe sonstiger Anforderungen wie z.B. Gewässerschutz im Sinne der WRRL 2000, Wirtschaftlichkeit von Anlagen (Effizienz im Sinne von Benchmarking), Akzeptanz von Standort, Landschaftsbild oder auch Emissionen verschiedenster Art, Arbeitssicherheit, was den Betrieb betrifft und v.a.m. Wenn man die Komplexität der Zusammenhänge kennt, die von der Willensbildung bis zur Inbetriebnahme einer Kläranlage ab Kategorie III der 1.AEVk 1996 ($> 5.000\text{EW}$) aufwärts kennt, dann gehört man zweifellos zum Kreise der Insider. Die reine Aufgabenbewältigung alleine verläuft nur dann erfolgreich, wenn es gelingt eine taxative Ordnung der Zusammenhänge von Beginn an herbeizuführen, und konsequent an der Abhandlung der Vorgänge zu arbeiten. Eine größere Kläranlage planerisch an den Stand der Technik heranzuführen ist mehr als eine große Herausforderung. Es ist ein Aufgabe von großer Verantwortung, bei welcher oftmals die Erwartungshaltung des Auftraggebers, nämlich billig und gut zu bauen, zugunsten von Qualität und Nachhaltigkeit verändert werden muss. Nicht nur die Lebensjahre zählen, sondern vor allem die gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen auf dem Sektor von Abwasserreinigung und Abwasserableitung in den letzten Jahrzehnten, dem wirksamen Gesamtsystem also, deren verantwortungsvolle Umsetzung in der Planung eben nur und ausschließlich mit Erfahrung in Verbindung mit Neuentwicklungen wirklich erfolgreich gelingen wird.

Ob die heute opportune Vorgangsweise bei Planungswettbewerben, mit den gewählten Zuschlagskriterien die erforderliche Planungsqualität abzufragen,

überhaupt objektiv möglich ist, erscheint uns aus der Erfahrung der Teilnahme an zahlreichen Wettbewerben mehr als zweifelhaft.

Die hier dargestellten Herausforderungen aus der Sicht der Planung beziehen sich vordergründig nur auf bemessungstechnische und konzeptive Belange, also nur auf einen kleinen Teil der Aufgaben, aber sicher auf den wichtigsten. Konstruktive Aufgaben, Fragen der Umsetzungsproblematik, Wirtschaftlichkeitsaspekte und andere ausführungsspezifische Themen im Zusammenhang mit der Anpassung sind angesichts des gegebenen Zeitrahmens nicht behandelbar, auch wenn diese eine mindestens gleichbedeutende Rolle für eine erfolgreich funktionierende Aufgabenumsetzung aus dem Blickwinkel der Planung spielen.

2 Erfahrung 1 - Blähschlamm in der Abwasserlinie – von ersten Problemen bis zur aktuellen Entwicklung:

2.1 Forschungsvorhaben Blähschlammbekämpfung 1985 bis 1989, durchgeführt auf der ARA Kufstein

2.1.1 Allgemeine Betrachtungen

Kläranlagen der 70-er und 80-er Jahre waren i.d.R. auf eine relativ großzügige Zukunftsentwicklung mit hydraulischen Reserven ausgelegt. Soweit es sich um Anlagen mit Faulung handelte, war die 1-stufige mechanisch-biologische Verfahrenstechnik in Anwendung. Der geplante Kanalanschlussgrad an die Kläranlagen zum Zeitpunkt ihrer Inbetriebnahme war meist noch nicht gegeben, was eine große Diskrepanz des Kläranlagenzuflusses bei Trockenwetter zu Regenwetter bedeutete. Ebenso waren Kläranlagen auch mit Fremdwasserproblemen konfrontiert. Es kam vermehrt zum Phänomen des Schlammabtriebes mit der betrieblichen Konsequenz, den hydraulischen Zufluss begrenzen zu müssen, was zu verfrühten Abwasserausleitungen in die Gewässer führte. Viele Ursachen wurden diskutiert, der Begriff Blähschlamm kam ins Gerede. Klarheit über die Zusammenhänge gab es damals keine. Die Arbeitsgruppe A 2.6.1 in der ATV beschäftigte sich seit 1973 bereits mit diesem Thema, Veröffentlichung gab es bis zum Jahre 1984 noch keine. Eine Aufarbeitung dieses Themas am

Beispiel der von uns geplanten ARA Kufstein wurde erstmals im Rahmen einer Rechnungshof-Überprüfung 1984 angeregt. Der Abwasserverband Kufstein und Umgebung leitete über unsere Initiative ein Forschungsvorhaben ein, dessen wesentliche Punkte nachstehend wiedergegeben werden. Univ.Doz. Dipl.Ing. Dr.techn. Norbert Matsché war seitens der TU-Wien mit der wissenschaftlichen Bearbeitung der Problemstellung betraut, während unser Ingenieurbüro die Vorortaufgaben leitete.

Die Forschungsarbeit zeigte zunächst das bisherige Wissen um Blähschlamm auf, das in der Folge 1988 auch im Detail im 1. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1 veröffentlicht wurde [*Korrespondenz Abwasser, 1988*], mit folgenden Schwerpunkten :

- Definition Blähschlamm ($ISV > 150 \text{ ml/g}$)
Blähschlamm wird ja dann zum Problem, wenn der Schlamm nicht mehr im System gehalten werden kann. Solange er nicht abtreibt, hat er exzellente Reinigungswirkung. Die gelingt jedoch in der Praxis nur bei starker hydraulischer Unterlastung.
- Arten von Blähschlamm:
Von den etwa 10 am häufigsten im Abwasser beobachteten Fadenorganismen sind vor allem Typ 021 N, *Microthrix parvicella*, Typ 0041 und *Sphaerotilus natans* für kommunales Abwasser von Bedeutung.
Im Falle Kufstein waren es vor allem der Typ 021 N, zeitweise auch *Microthrix*, die nachgewiesen wurden. (*Vgl. hierzu auch Abb. 2 - Bild 1*)
- Verursachende Faktoren von Blähschlamm-Bildung:
Von den bis dahin bekanntesten Ursachen der Blähschlamm-Bildung war es im Falle Kufstein das Zusammentreffen mehrerer Umstände, welche zur Bildung des Typ 021 N geführt hatte. Insbesondere die Klarstellung der Wirkungsweise unterschiedlicher Organismenarten in Abhängigkeit der Substratkonzentration trug wesentlich zum allgemeinen Verständnis der Blähschlamm-Bildung unter Praktikern bei. Diese essentielle Darstellung wird hier nochmals aufgezeigt (*vgl. Abb. 1*).
- mögliche Bekämpfungsmaßnahmen:
Von den bis dahin bekanntesten Blähschlamm-Bekämpfungsmaßnahmen

wurde in Kufstein eine Kombination von Maßnahmen in Abstimmung mit den Eintrittsereignissen zum Einsatz gebracht.

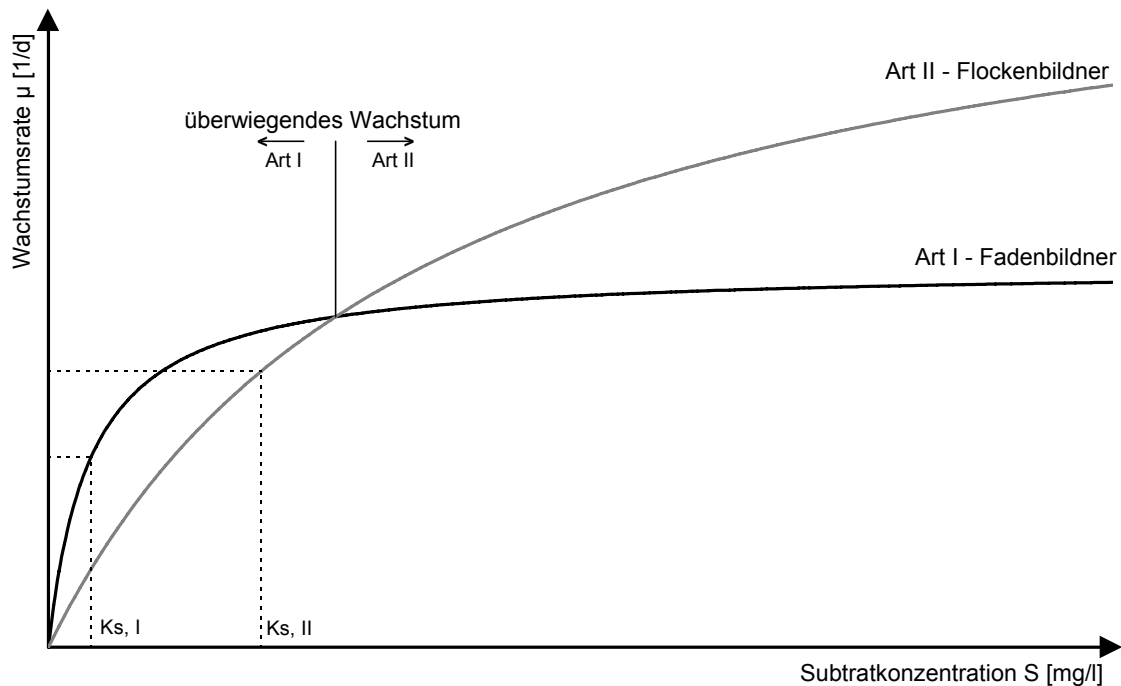


Abbildung 1: Wachstumsrate μ von Flockenbildnern und (Grem-negativen) Fadenbildnern in Abhängigkeit der Substratkonzentration S . Kinetisches Selektionsmodell (Chudoba et al., 1973)

Fadenbakterien haben Dank ihrer größeren spezifischen Oberfläche einen Wachstumsvorteil bei niedrigerer Substratkonzentration gegenüber Flockenbildnern, die bei höherer Substratkonzentration ihre maximalen Wachstumsraten haben.

2.1.2 Situation der ARA Kufstein, Auswirkungen und Ursachen von Blähschlambildung:

Die auf 25.000 EW_{60} ausgelegte 1. Ausbaustufe ging 1982 in Betrieb und war um diese Zeit etwa zu 60 % ausgelastet. Trotz attestierter ausgezeichneter Reinigungsleistung bei Trockenwetter wurde die zu wenig übernommene Regenwassermenge in die biologische Stufe bemängelt. Die vorgenommene

Drosselung des Zulaufes zur biologischen Stufe bei Regenwetter auf den damals aktuellen doppelten Trockenwetterzufluss gab Anlass zur Beanstandung, da dies nicht dem Wasserrechtsbescheid entsprach. Wegen des erhöhten Schlammindex war allerdings aus betrieblichen Gründen eine Reduktion der Wassermenge bei Regenwetter unabdingbar, um Schlammabtrieb zu vermeiden. Die Zugabe von Kalkhydrat in die Biologie brachte nur unwesentlichen Erfolg und führte zudem zu einer Verarmung der Biozönose. Ebenso wenig brachte auch eine Teilumgehung der Vorklärung einen nachhaltigen Erfolg.

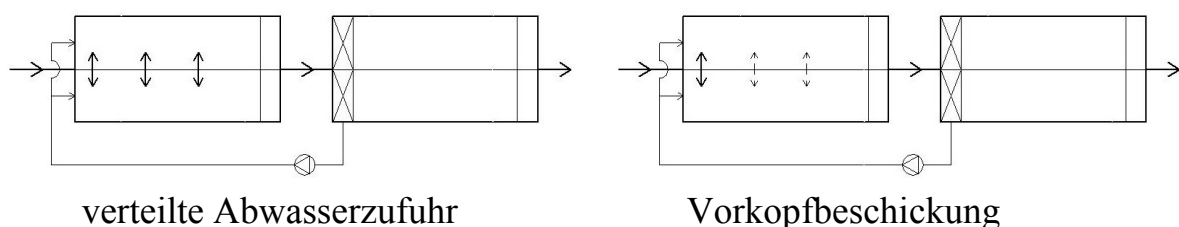
In Kufstein waren insbesondere folgende Aspekte maßgeblich an der Blähschlammabbildung beteiligt:

- Belastungsbereich der Biologie im „kritischen“ Bereich zwischen $B_R = 0,3 - 1,0 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ und zu geringer Anschlussgrad (zu lange Aufenthaltszeiten, zu gute Vorklärwirkung)
- Zu geringe Substratkonzentration im Belebungsbecken, die durch Mischwasser- und Fremdwasserzuleitungen noch phasenweise verschlechtert wurde
- Verteilte Beschickung der Biologie, welche die gegebene Problematik des durchmischten Reaktors verstärkte

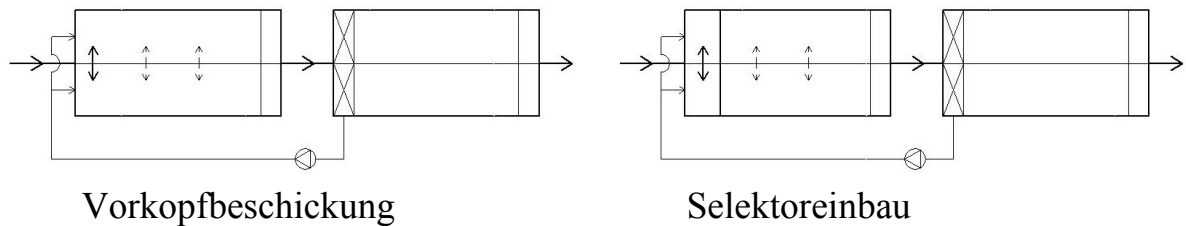
2.1.3 Gesetzte Maßnahmen auf der ARA Kufstein

Zur Erreichung des Zieles einer wirksamen Blähschlammabbekämpfung wurden im Wesentlichen 2 Maßnahmen umgesetzt:

- Vorkopfbeschickung anstelle bisheriger verteilter Abwasserzuführung in die Belebung



- Selektoreinbau in die 2 Belebungsstrassen



Die betrieblichen Auswirkungen wurden über einen Zeitraum von 2 Jahren analytisch und mikroskopisch verfolgt.

Die Realisierung der Vorkopfbeschiebung war mit keinerlei baulichem Aufwand verbunden und wurde spontan umgesetzt. Die 2 Selektoren wurden als Leichtwandkonstruktion in die beiden Becken eingehoben und fixiert. Als Größe der Selektoren wurde jeweils 1/10 des Belebungsbeckens gewählt.

2.1.4 Auswirkungen und Ergebnisse auf der ARA Kufstein

Die Umstellung auf Vorkopfbeschiebung wurde ebenso wie der Einbau des Selektors rasch wirksam. Die Zuführung vermehrter Regenwassermengen war aufgrund des stark gesunkenen Schlammindezes (ca. 100 ml/g) kein Problem mehr. Die volle Wirkung und insbesondere die rasche Substrataufnahme im Selektor konnte auch analytisch nachgewiesen werden. Trotz der positiven Ergebnisse war aber auch festzustellen, dass die Verhältnisse im Untersuchungszeitraum bis 1987 noch immer ungünstige Randbedingungen (große Mischwassermengen, niedrige Zulaufkonzentrationen) hatten, wodurch der Selektor als alleinige Blähschlammbekämpfungsstrategie nicht völlig ausreichte. Durch kurzzeitigen Einsatz von Kalk oder Kalkgesteinsmehl konnte ansteigender Index mit Blähschlammneigung (ab > 120 ml/g) jedoch jeweils Ereignis abhängig beherrscht werden.

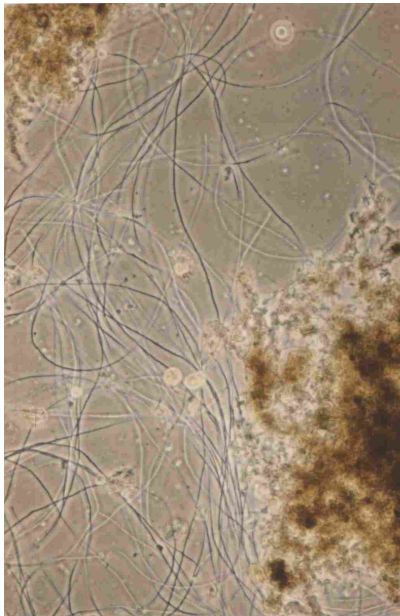


Bild 1 : 22.10.1985

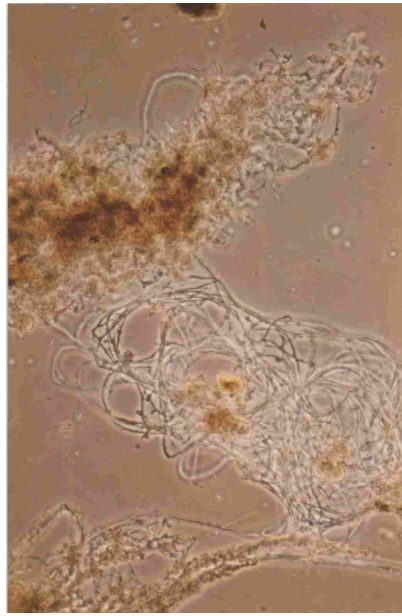


Bild 2: 03.12.1985

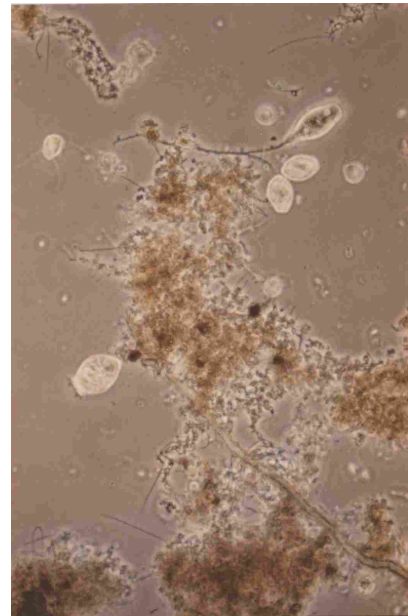


Bild 3: 27.04.1987

Abbildung 2: mikroskopische Untersuchungen des Belebtschlammes ARA Kufstein

2.2 Konsequenzen, weitergehende Auswirkungen auf die Planung von Anlagen

Die Ergebnisse der Forschungsarbeit sollten im Lichte der herannahenden Wasserrechtsgesetznovelle 1990, aber auch weit darüber hinaus einen nachhaltigen Einfluss auf die Bemessung und Planung von Kläranlagen nehmen. Verstärkte Beachtung fanden in der Folge vor allem folgende Themen:

- Verstärkter Einbau von Selektor/Vorgeschaltene Denitrifikation/Bio-P bei Blähschlammneigung
- Beachtung der Abwasserschwankungen über die ganze Jahreszeit:
diese Thematik führte dazu, mehr als bis dahin den Faktor bestehende Belastung bei Inbetriebnahme zu Dimensionierungsbelastung zu beachten. Vor allem zu groß gebaute Vorklärbecken zeigten sich hier in vielerlei Hinsicht als nachteilig bzw. kontraproduktiv.

- Beachtung der Nährstoffzusammensetzung:
auf diese Problematik wurde auch verstärkt durch neue Verfahrenstechniken reagiert mit besonderer Strategie gegen Blähschlamm Bildung (z.B. A-B Technologie, Kaskadenbelebung o.a.)
- Beachtung der Nachklärbeckenfunktion:
durch wirkungsvollere Schlammrückführung und ausreichende Schlamm-schildhöhe, um Stapelzeiten zu vermeiden
- Fremdwasser- und Mischwasseranfall aus ARA- Einzugsgebiet:
daraus resultierten vor allem Aktivitäten über die Fremdwassererfassung und deren Eliminationserfordernis aus dem Kanalsystem, weiters Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung in Kanalnetzen wie Regenüberlaufbecken etc. sowie letztlich auch die Forcierung von Trennsystemen und/oder die Abtrennung von unbelastetem Regenwasser aus Mischwassersystemen
- Bedeutung der Bemessung von Anlagen im Zusammenhang mit der WRG-Novelle 1990 bzw. der 1.AEVk 1991:
mit den neuen gesetzlichen Vorgaben wurde angesichts der geforderten Stickstoffentfernung (<70%) die 1-stufige Belebtschlamm-anlage zu neuem Leben erweckt
- Einen unerwartet positiven Impuls bzgl. Vermeidung von Blähschlamm Bildung löste bei vielen Anlagen die im Rahmen der 1.AEVk-1991 vorgegebene P-Fällungsverpflichtung aus, die bis 1997 umzusetzen war. Die Zugabe von Metallsalzen in den Belebtschlamm ergab neben der Ausfällung des Phosphors nämlich auch den positiven „Beschwerungseffekt“ einer Blähschlamm bekämpfungsmaßnahme, wenn auch erkauft um höhere Betriebskosten.

2.3 Erweiterung/Anpassung der ARA Kufstein 1998 - 2000

2.3.1 Ausbau ARA Kufstein – Übersicht

Für die 2. Ausbaustufe der Kläranlage Kufstein, die auf rd. 50.000EW₆₀ ausgelegt und im Jahre 2000 in Betrieb genommen wurde, vermeinte man keine Blähschlammproblematik mehr, da sowohl die im Kanalnetz erforderlichen Maßnahmen gesetzt waren (Einbau von 4 RÜB`s) als auch der Anschlussgrad

nahezu gänzlich erreicht und damit die Zulaufkonzentration deutlich zugenommen hatte. Auch die zusätzliche Vorschaltung einer Denitrifikationstufe nach dem Selektor hat sich ebenfalls gut bewährt.

Abbildung 3 zeigt den Lageplan der ARA Kufstein nach dem Ausbau der Anlage.

Tabelle 2-1: Überblick Technische Daten ARA Kufstein

Daten/Projekt		1. Ausbst.	2. Ausbst.
Inbetriebnahme		1982	2000
Einwohnerwerte	EW60	25.000	49.700
Beckenvolumina:			
Vorklärbecken	[m ³]	800	800
Belebungsbecken	[m ³]	1.100	6.580
Nachklärbecken	[m ³]	1.700	4.460
Faulturm	[m ³]	2.200	2.200
Eindicker/Stapelbeh.	[m ³]	-	490
Trübwasserspeicher	[m ³]	-	225
Summe	[m³]	5.800	14.755
Spezifische Werte:			
Nutzraum ges. je EW	[l/EW]	232	297
Nutzraum BB je EW	[l/EW]	44	132
Bemessungsgrößen:			
B _R	[kg/m ³ .d]	0,9	0,28
B _{TS}	[kg/kg.d]	-	0,08
ISV	[ml/g]	-	100
TS _{BB}	[kg/m ³]	3,0	3,7

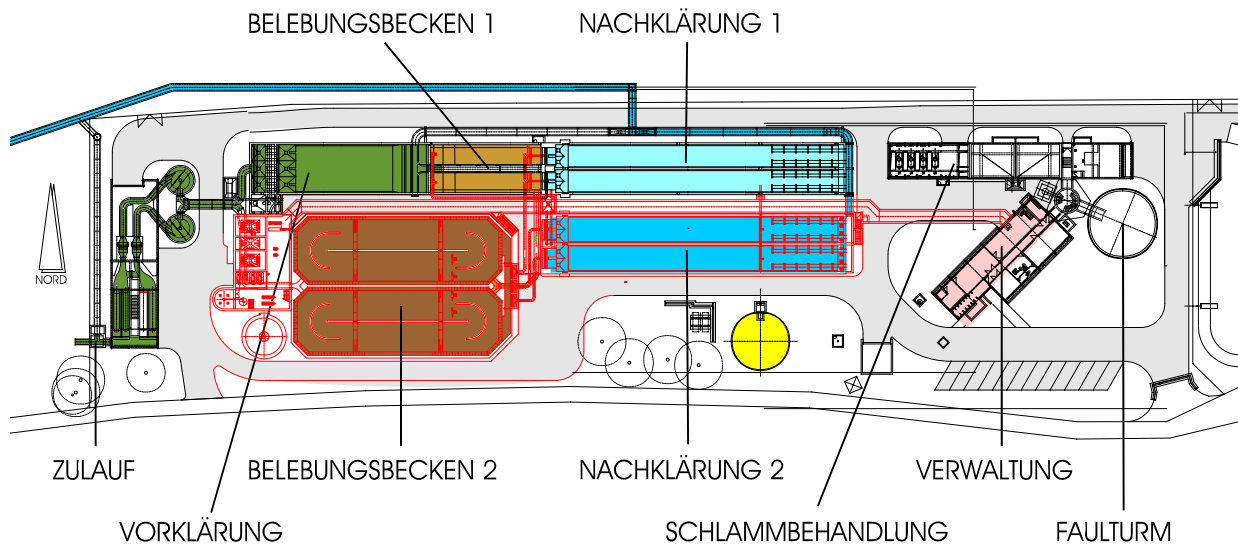


Abbildung 3: Lageplan ARA Kufstein

2.3.2 Erfahrungen mit Anlage nach Bekämpfungsmaßnahmen und nach Anpassung/Ausbau der Anlage

Wie aus den folgenden Abbildung 4 und 5 ersichtlich ist, wirkte sich die Betriebsumstellung von C-Reinigung auf N-Reinigung mit Inbetriebnahme der ARA ab Mitte 1999 aus. Die Wirkung des Selektors bezüglich Schlammindeks ist bis zu diesem Zeitpunkt aus der Abbildung 5 ebenso ersichtlich, wobei auch die Einschränkung gem. Pkt.2.1.4, kurzzeitiger Anstieg und Bekämpfungsmaßnahme mit Auswirkung ab $I_{sv} > 120$ ml/g erkennbar bleibt.

Was die weitere Blähschlammentwicklung betrifft, zeigt die Abbildung 5 einen typischen saisonalen Verlauf, mit wiederkehrenden Spitzen bis 150 ml/g in Abhängigkeit von der Abnahme der Temperatur. In Anbetracht neugeschaffener reichlicher Nachklärbeckenkapazität ist dieses jeweils kurzfristige Auftreten von leichtem Blähschlamm keinerlei betriebliches Problem mehr.

Als P-Fällungsmittel ist „gewöhnliches“ kostengünstiges Natrium-Aluminat (NaAlO_4) im Einsatz.

Die Anlage lag im Betriebsjahr 2005 mit ihren Betriebskosten im Benchmarkbereich der Kategorie bis 50.000EW, im Folgejahr geringfügig darüber.

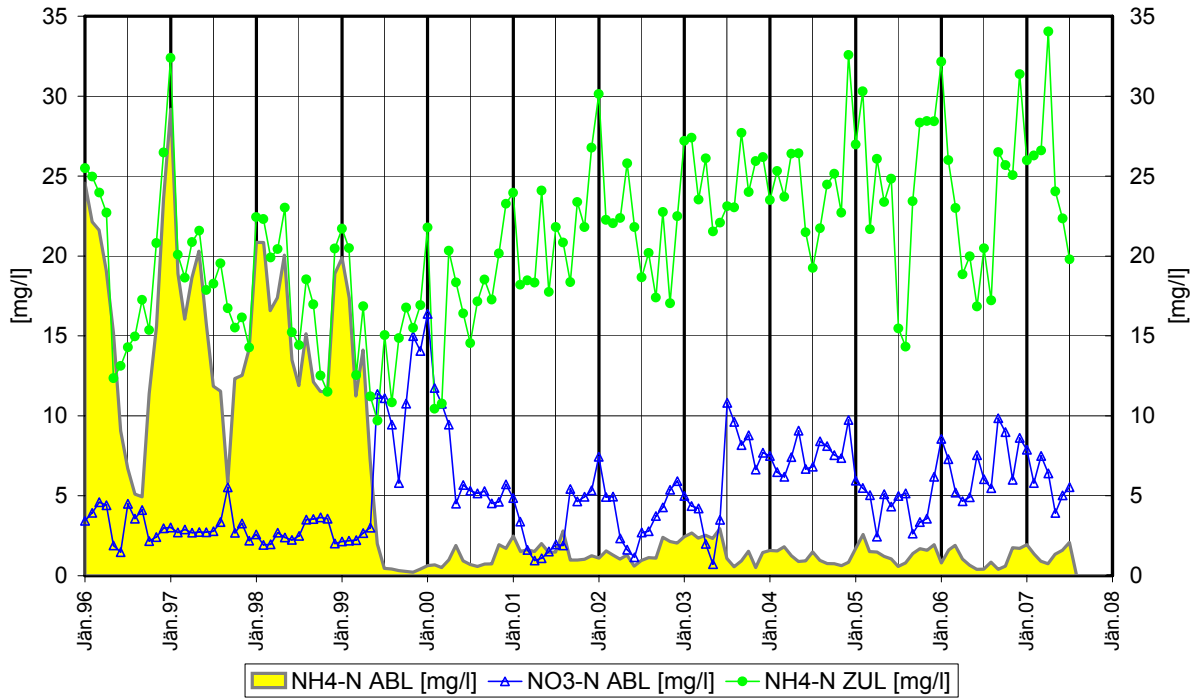


Abbildung 4: NH₄-N-, NO₃-N-Ablaufkonz. 1996 – 2007 (1. und 2. Ausbaustufe)

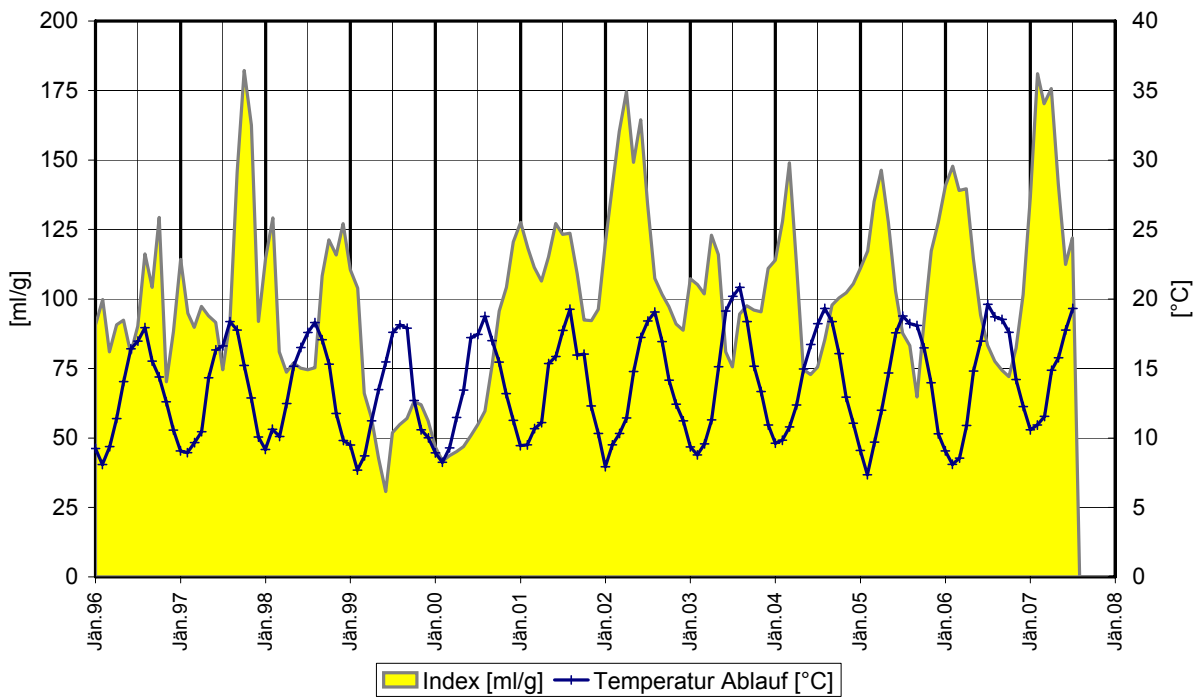


Abbildung 5: Schlammindex, Temperatur, 1996 – 2007 (1. und 2. Ausbaustufe)

2.4 Status der Blähschlammssituation bei Anlagen nach dem St.d.T.

Zum Status der Blähschlammssituation ist zu konstatieren, dass die angeführte Voraussetzung der Raumbelastung, d.h. Anlagen im Belastungsbereich $B_R = 0,3 - 1,0 \text{ kgBSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ seien Blähschlamm gefährdet, nicht mehr haltbar ist. Obwohl die Raumbelastungen bei nunmehr nitrifizierenden Anlagen deutlich unter diesem Belastungsbereich liegen, gibt es nach wie vor Blähschlammproblematik. Unter dem Motto: „der Blähschlamm ist tot, es lebe der Blähschlamm“, sind andere Ursachen dafür maßgeblich.

Zum einen trug die Klassifizierung in Schwefelbakterien, Hochlast- („high F/M“) und Niedriglastbakterien („low F/M“) mit der Beschreibung der Selektionsfaktoren und der möglichen Bekämpfungsmaßnahmen (*Lemmer und Lind, 2000*) viel zur Aufklärung bei.

Zum anderen ist die Problematik ungenügender Einschätzung von Blähschlammbildungsgefahr mangels guter Datenlage/Datenauswertung zu nennen. Eine der wesentlichsten Herausforderungen bei der Anpassungsplanung ist es daher, die vorhandenen Betriebsdaten „ordentlich“ aufzuarbeiten, d.h. die Plausibilität der Betriebsdaten zu erarbeiten, um die bestehende Belastung richtig einzuschätzen. Erst in der weiteren Folge sind Bemessung und deren planerische Umsetzung vorzunehmen, und das mit entsprechender Behutsamkeit.

Beispielsweise kann sich bei einer nach der Anpassung zweistufigen und nur zum Teil ausgelasteten Anlage in der Hochlaststufe der (oben angeführte) kritische Belastungsbereich für Blähschlamm Bildung einstellen. Eine besondere Bedeutung kommt bei zweistufigen Anlagen der Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der richtigen Einschätzung des α -Werts für den erforderlichen Sauerstoffeintrag in der Hochlaststufe zu. Die Sauerstoffversorgung und deren Regelbarkeit darf keinesfalls zum kritischen Element der Anlage werden, Schlamm mit immens hohen Schlammindizes und unkontrollierbaren Absetzeigenschaften ist sonst die Folge.

3 Beispiel 2 – ARA Zams – Betriebsprobleme Schlammlinie

3.1 Ausbau ARA Zams - Übersicht

Tabelle 3-1: Überblick Technische Daten

Daten/Projekt		1. Ausbst.	2. Ausbst.
Inbetriebnahme		1977	1997
Einwohnerwerte	EW60	15.000	33.000
Beckenvolumina:			
Regenüberlaufbecken	[m ³]	0	880
Vorklärbecken	[m ³]	550	550
Belebungsbecken	[m ³]	600	4.680
Nachklärbecken	[m ³]	880	3.300
Faulturm	[m ³]	1.200	1.200
Eindicker/Stapelbeh.	[m ³]	-	390
Summe	[m³]	3.230	11.000
Spezifische Werte:			
Nutzraum ges. je EW	[l/EW]	215	333
Nutzraum BB je EW	[l/EW]	40	142
Bemessungsgrößen:			
B _R	[kg/m ³ .d]	1,0	0,27
B _{TS}	[kg/kg.d]		0,07
ISV	[ml/g]		100
TS _{BB}	[kg/m ³]		3,7

Der Betrieb der Kläranlage Zams war in der 1. Ausbaustufe – wie jener der ARA Kufstein vor dem Selektoreinbau – geprägt durch Bläschlammprobleme, verbunden mit Schlammabtrieb aus der Nachklärung.

Abbildung 6 zeigt den Lageplan der ARA Zams nach dem Ausbau der Anlage.

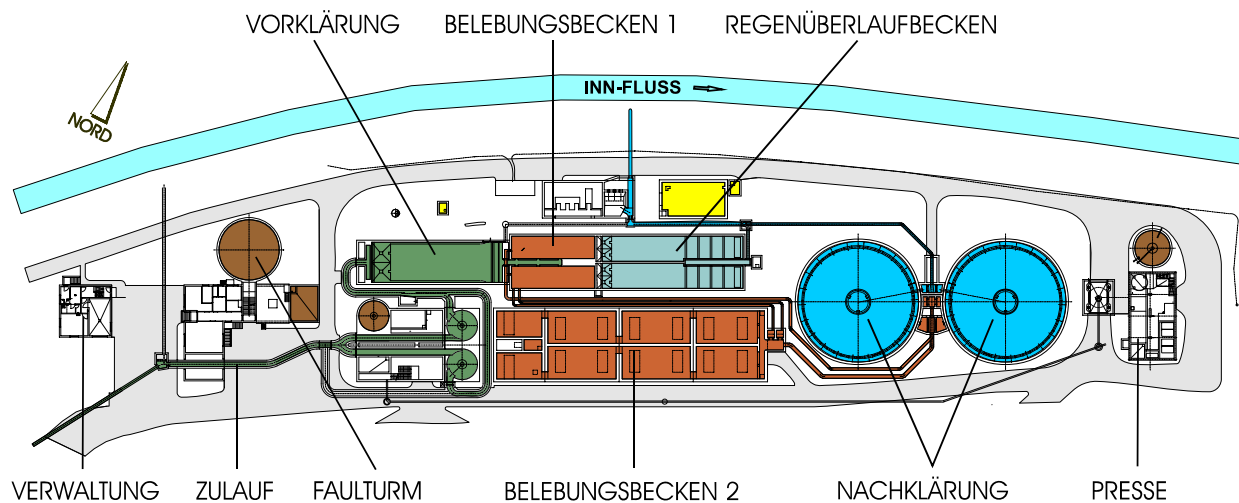


Abbildung 6: Lageplan ARA Zams

3.2 Betriebserfahrungen nach Inbetriebnahme der 2. Ausbaustufe

Nach Inbetriebnahme der 2. Ausbaustufe 1997 war die Reinigungsleistung der Kläranlage Zams (erwartungsgemäß) sehr gut; die BSB_5 -Raumbelastung lag bei $< 0,17 \text{ kg } BSB_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, das Schlammalter bei über 20 Tagen.

Der Schlammindex lag 1998 bei rd. 150 – 200 ml/g. Aufgrund ausreichender Nachklärbeckenkapazität in der 2. Ausbaustufe beeinträchtigte dies das Reinigungsziel nicht, sondern trug zu einer ausgezeichneten Sichttiefe ($> 150 \text{ cm}$) bei.

Im Lauf des Jahres 1998 wurde von den Klärwärtern ein verstärktes Auftreten von Schaum im Faulturm beobachtet (Schaumalarmmeldungen), was sich in der Folge zu einem massiven Problem verstärkte (Abbildungen 7 und 8).

Das Betriebsproblem „Schäumen des Faulbehälters“ bekam besonderes Gewicht durch die knappe Personalsituation, v.a. aufgrund des offensichtlich verstärkten Auftretens von Alarmmeldungen in den Nachtstunden.

Nachdem den ersten internen Maßnahmen zur Schaumbekämpfung kein Erfolg beschieden war, wurde unser Büro im Februar 1999 mit der Betriebsbegleitung beauftragt. In diesem Rahmen sollten v.a. Maßnahmen zur Schaumbekämpfung und Betriebsstrategien vorgeschlagen, mit dem ARA-Betriebspersonal diskutiert und koordiniert werden. Weiters sollten über die Routineanalytik hinausgehende

Messungen veranlasst und koordiniert werden (wie z.B. mikroskopische Untersuchungen von Schlammproben, Untersuchung des Gehalts an lipophilen Stoffen und Tensiden, usw.). Wesentliche Voraussetzung für die laufende Diskussion anhand von Beschreibung und Verfolgung der Betriebszustände bildete eine gründliche Dokumentation und Datenauswertung, was zunächst auf wenig Gegenliebe stieß (Aufwand → Kosten!).

3.3 Schaumbekämpfungsmaßnahmen

Im Folgenden werden die von Ende 1998 bis Anfang 2000 durchgeführten Massnahmen sowie wesentliche Ereignisse und Untersuchungsergebnisse kurz beschrieben. Abbildung 9 zeigt einen zeitlichen Überblick über die Massnahmen.

- Erhöhung der Faulturmtemperatur (November / Dezember 1998):
Die Erhöhung der FT-Temperatur auf bis zu $T = 41\text{ °C}$ trug zu keiner Verbesserung hinsichtlich Schaumaufreten bei. Stärkere Temperaturschwankungen infolge Schaumbekämpfung mittels Kaltwasserzugabe wirkten sich zudem nachteilig aus.
- Zugabe von Schaumbekämpfungsmittel in den Faulturm (11/1998 – 03/1999):
Die Schaumbesprühung mit Wasser unter Zugabe verschiedener Schaumbekämpfungsmittel konnte die Schaumbildung nur zeitweise unter Kontrolle halten. Die hohe Dosierung des zwar biologisch abbaubaren aber hochkonzentrierten Produkts Glanapon trug offensichtlich zu einer Erhöhung der Gasproduktion in der Faulung bei, leistete zugleich aber wegen gegebener Faulturmüberlastung einen zusätzlichen Beitrag zum Schäumen. Auch mit der Umstellung auf ein silikonhaltiges Mittel konnte der Schaum nicht ausreichend bekämpft werden. Zur Schaumbekämpfung wurden dabei bis zu $20\text{ m}^3/\text{d}$ Wasser zum Beprühen eingesetzt.
- Zugabe von Entschäumungsmittel direkt in den Rohschlamm (Mischbehälter) (November 1999):
Mit der kontinuierlichen Zugabe zum Rohschlamm konnte trotz Inkaufnahme erhöhter Kosten von rd. $0,8\text{ €/EW.a}$ keine nachhaltige Vermeidung von Schaumbildung erreicht werden.
- Umstellung des Fällmittes zur P-Fällung von Eisenchlorid (FeCl_2 bzw. FeCl_3) auf aluminiumhaltige Produkte:

Die Verwendung eines $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{Fe}$ -haltigem Fällmittels (mit und ohne Flockungshilfsmittel) zeigte keine Wirkung bezüglich der Schaumbildung im Faulturm.

- Kalkzugabe zu Rohschlamm:

Durch die Kalkzugabe konnte Schaumaufreten etwas eingedämmt werden, jedoch nicht verhindert. Keine unmittelbare Wirkung auf Schlamm, eher eine Verringerung Faulgasbildung (geringerer CO_2 -gehalt im FG).



offener Deckel

Abbildung 7: Schaumproblem Faulturm

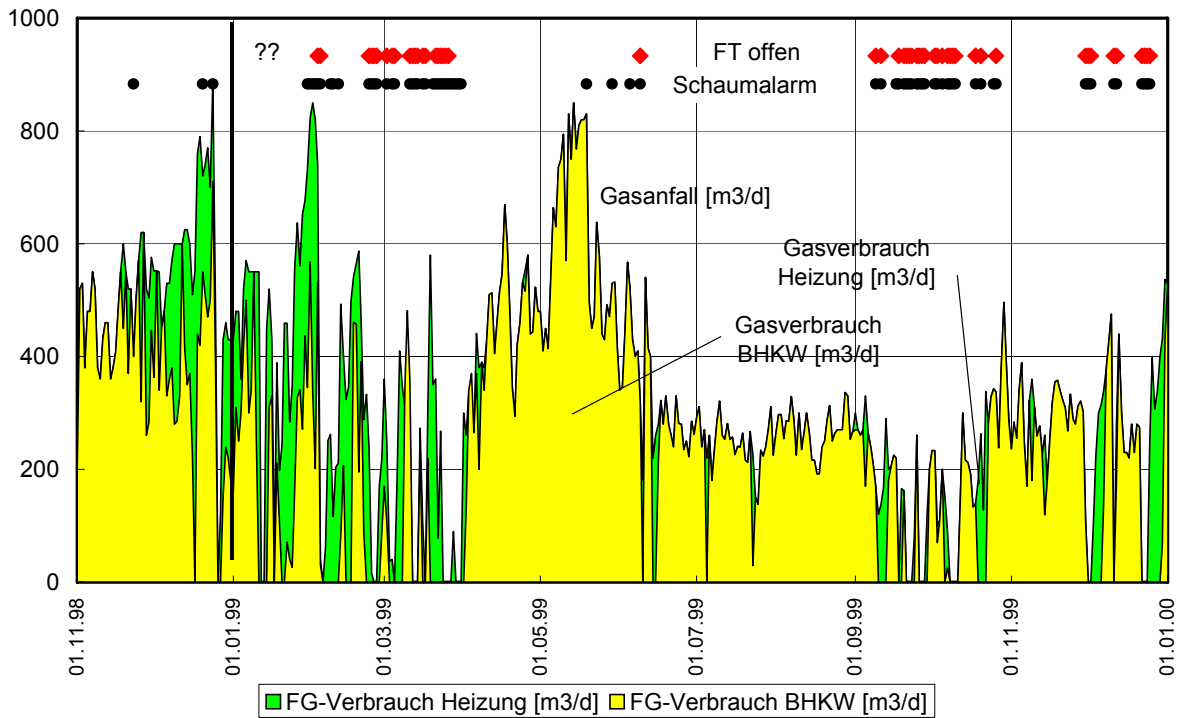


Abbildung 8: Schaumprobleme und Faulgasverwertung Nov 98 - 2000

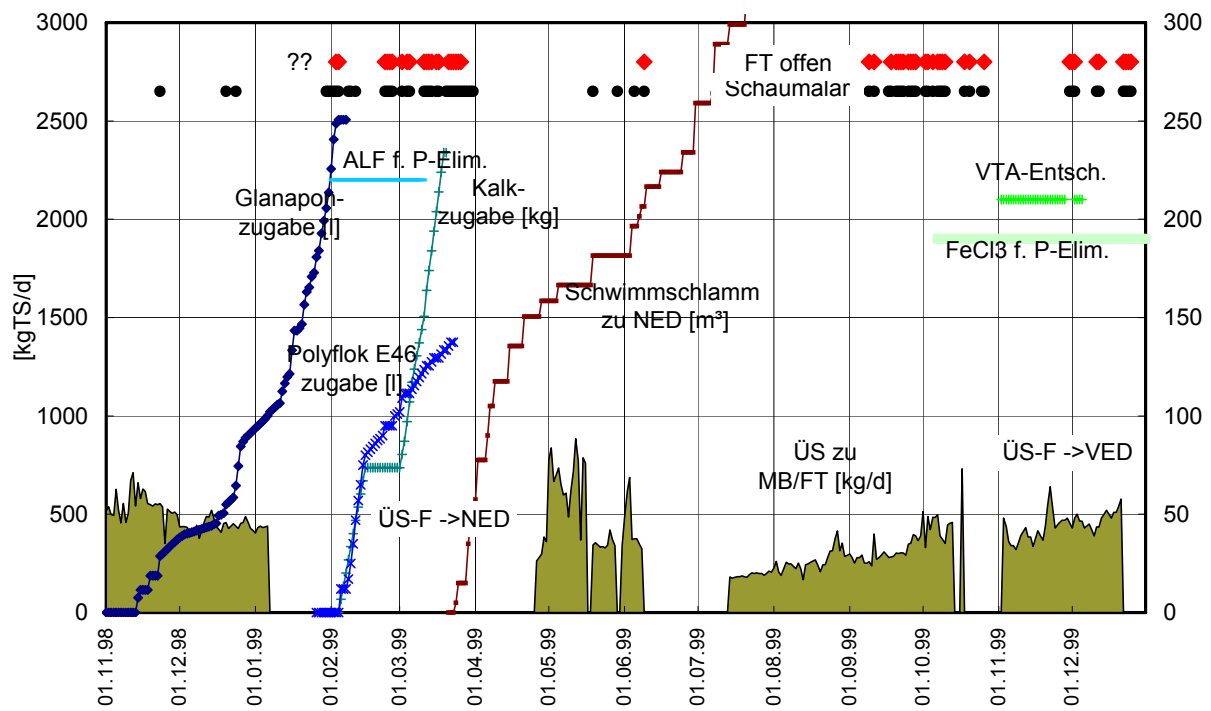


Abbildung 9: Maßnahmen zur Schaumbekämpfung

- Verschiedene Strategien der Einmischung in FT

Es wurden verschiedene Betriebsstrategien Faulturmumwälzung (mittels Gaseinpressung bzw. Umwälzpumpen) sowie der Einmischung von Rohschlamm im Faulturm untersucht, wobei mit keiner eine nachhaltige Verhinderung des Schaums erreicht wurde.

- Stopp der Zuführung von Überschussschlamm in die Faulung

Diese Betriebsweise wurde bereits Anfang 1999 vom ARA-Personal ausprobiert, da bei einer Untersuchung des Schlammes ein erhöhter Gehalt an lipophilen Stoffen und Tensiden im Schlamm festgestellt wurde. Die Frage eines nicht vorhandenen belüfteten Sand-Fettfanges wurde als Planungsmangel artikuliert.

Ein längerfristiges Ausbleiben von Schaumalarmmeldungen trat erst durch die konsequente Ausschleusung von Schwimmschlamm ein, als die nachteiligen Rückkoppelungseffekte über das Trübwasser (Schaumrückführung) erkannt wurden.

- Betriebsweise im 2. Quartal 1999: Schwimmschlammabsaugung aus Schwimmschlammshacht (vor der Nachklärung) mittels Saugwagen und Zugabe in Nacheindicker
- Betriebsweise Februar 2000 bis Mai/Juni 2000: Ableitung des Schwimmschlammes in leer stehendes Becken und Zwischenstapelung (im Februar/März: Stapelung im RÜB, ab März Stapelung im umfunktionierten VED), anschließend Eindickung des Schwimmschlammes mittels MÜSE und Direktzuführung zu NED/Schlammmentwässerung

Das neuerliche Einbringen von Überschussschlamm in die Faulung führte in der Folge jedoch wiederum zu einem Schäumen des Faulturms:

- Im Mai bzw. Anfang Juni 1999 trotz Zugabestopp von Schwimmschlamm in die Faulung
- Anfang September 1999 obwohl nur rd. 50 % des ÜS in die Faulung geführt wurden
- Anfang Dezember 1999: auch wenn ÜS nur im VED statisch eingedickt wurde (Verzicht auf MÜSE und FHM-Zugabe)

Schaumprobleme in der Faulung sind mit einer Reihe an nachteiligen Auswirkungen verbunden:

- Die Anforderungen an das Personal steigen stark an (erhöhter Personalaufwand wegen Alarmen während der Nacht; z.B: 2 Uhr früh - unabhängig von FT-Beschickungsrythmus; Manipulation bei kaltem Wetter).
- Erhöhter Fremdenergiebedarf durch zeitweisen Ausfall der Eigenenergieproduktion: kein BKHW-Betrieb möglich wegen zeitweise gänzlicher Öffnung des Faulturm-Sichtdeckels (Gasqualität)
- Aufwand für Einsatz an Schaumbekämpfungsmittel
- Erhöhter Schlammfall und dramatisch erhöhter Betriebsmittelverbrauch an Kalk und Eisen, wenn ÜS/SS (unter Umgehung der Faulung) direkt zur Schlammentwässerung (Kammerfilterpresse) gefördert wurde. Eine Abschätzung der Mehrkosten auf Basis des Betriebsmitteleinsatzes 1998 bis 2000 und heutiger Kostenansätze ergibt Kosten für
 - Betriebsmittelverbrauch: 1,6 – 3,2 €/EW.a (gegenüber durchschnittlichen Erwartungswert von 0,5 – 0,9 €/EW.a
 - Klärschlammtransport: 3,3 – 4,9 €/EW.a (gegenüber durchschnittlichen Erwartungswert von 2,5 €/EW.a

Es wird daher verständlich, dass infolge eines bis Ende 1999 noch nicht endgültig gelösten Problems Zweifel und Ungeduld ob der gewählten Vorgangsweise aufkam. Der Betrieb verlangte „Taten“ anstelle von „Daten“. Nachdem die betriebliche Auffassung immer noch von der Fettproblematik überzeugt war, musste ein zusätzlicher Experte in die Beratung miteinbezogen werden. Just zu einem neuerlichen Schäumen des Faulturmes kurz vor Weihnachten 1999 wurde Norbert Matsché kurzfristig am 29.12. eingeflogen. Mit seiner unterstützenden Argumentation wurden die Lösungsansätze (Ausschleusung, neues Fällungsmittel etc.) nicht nur bekräftigt, sondern in der Folge auch umgesetzt.

3.4 Einsatz von Fällungsmittel auf Aluminiumchloridbasis

Ende Mai 2000 wurde das Fällungsmittel auf Aluminiumchloridbasis umgestellt, mit den Gründen:

- bei den mikroskopischen Untersuchungen war immer *Microthrix parvicella* dominant
- Zwischenzeitliche Erfahrungen (v.a. in den skandinavischen Ländern) zeigten eine gute Wirkung von Polyaluminiumchlorid (PAC) oder $AlCl_3$, nicht aber bei Al-Sulfat oder Na-Aluminat
- Beschreibung eines erfolgreichen Einsatzes zur Schaumbekämpfung im Faulturm durch Zugabe von PAC in die Schlammlinie (VED) (*Dillner Westlund, 1998*)

Die Zugabe (in Hinblick auf die geforderte P-Entfernung) von rd. 1 gAl/kgTS.d lag deutlich unter Literaturwerten (2 – 3 gAl/kgTS.d) und war somit für den Betreiber höchst attraktiv. In Bezug auf den Schlammindeks stellte sich eine unmittelbare Wirkung des Fällmittels ein. Er sank innerhalb eines Monats von rd. 250 ml/g auf rd. 170 ml/g und innerhalb des darauffolgenden Monats weiter auf rd. 105 ml/g. In der Folge blieb er konstant auf diesem niedrigen Wert (vgl. Abbildung 10). In ähnlicher Weise ging auch die Fädigkeit zurück.

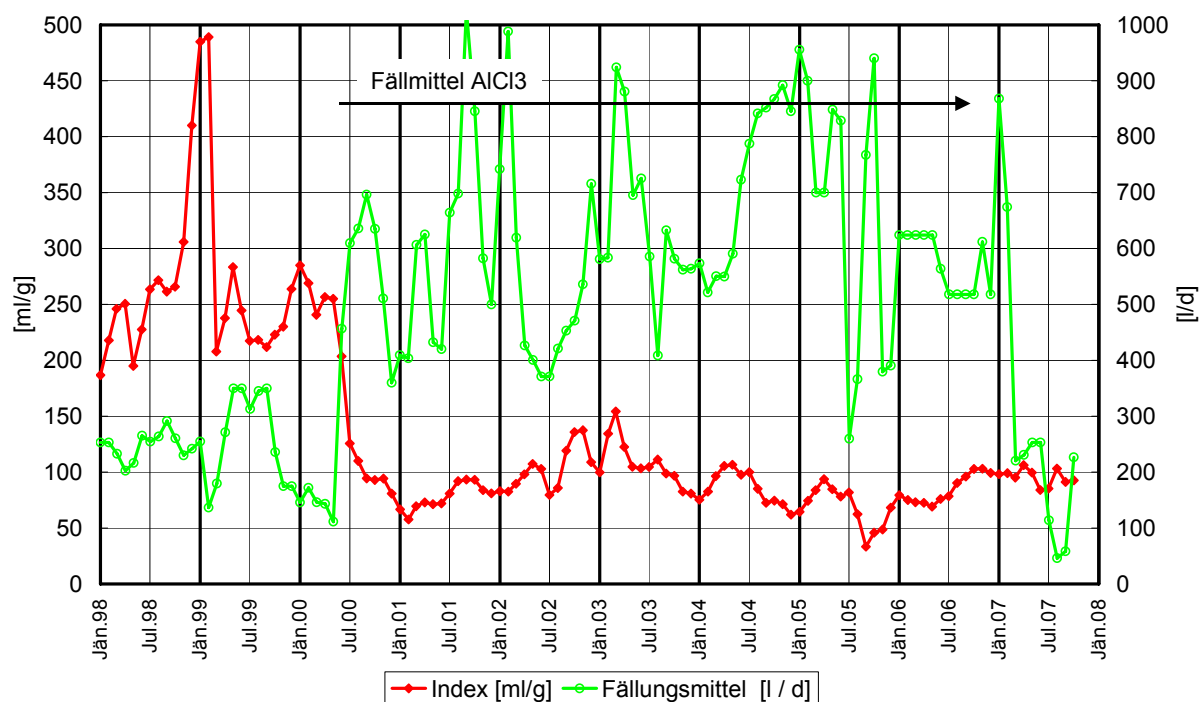


Abbildung 10: Schlammindeks und Fällmittelleinsatz 1998 – 2007

Abbildungen 11 und 12 zeigen die starke Fädigkeit des Belebtschlammes vor der Al-Dosierung und die Existenz von Fäden auch in der Probe des Faultschlammeschaumes.

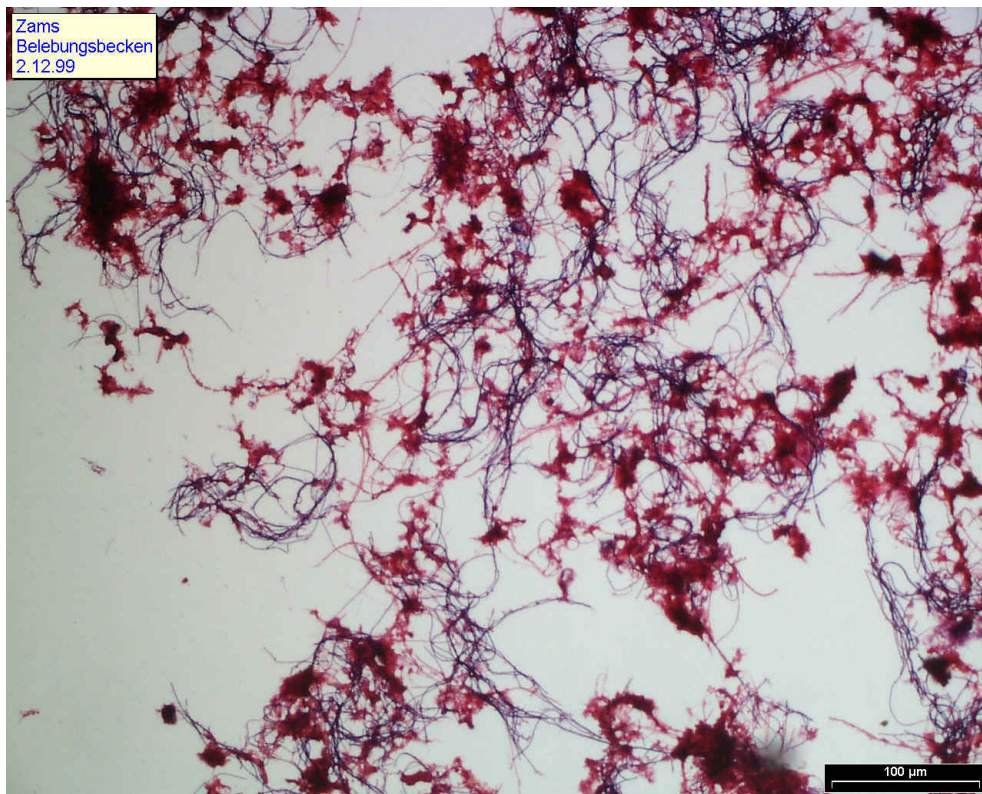


Abbildung 11: Belebtschlamm 02.12.1999 (Gramfärb.)

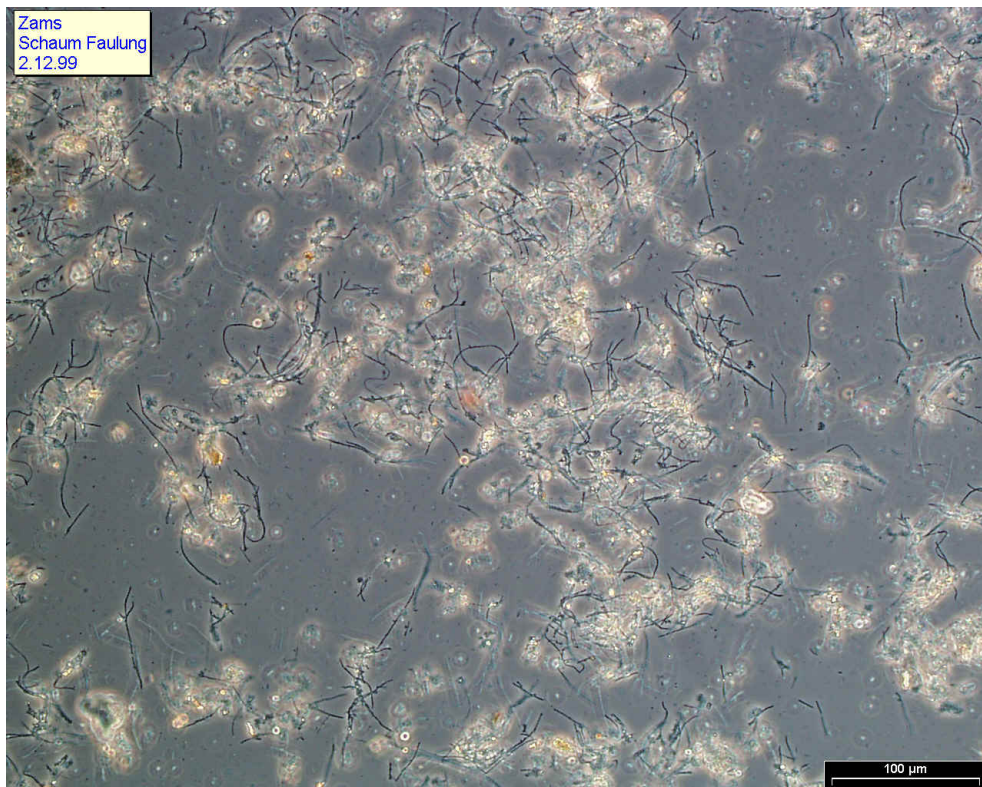


Abbildung 12: Schaum Faulung 02.12.1999

3.5 Ergebnisse

Ab Anfang 2000 trat kein Problem hinsichtlich Schäumen des Faulbehälters mehr auf; in der ersten Jahreshälfte wurde der Überschussschlamm nicht der Faulung zugeführt, ab Ende Mai erfolgte die Dosierung des AlCl_3 -haltigen Fällmittels. Die ordnungsgemäße Wiederzugabe des Überschussschlammes war seit Ende Juni 2000 gegeben. Mittlere Werte des Faulgasverbrauchs zur Eigenenergieproduktion von 400 – 500 m^3/d in den folgenden Jahren bestätigten auf unabhängige Weise, dass keine Schaumprobleme mehr auftraten.

Eine zufriedenstellende Lösung des Schaumproblems war auch aus anderer Sicht wichtig. Das ARA-Betriebspersonal war aufgrund der Schaumprobleme und der Feststellung eines erhöhten Gehalts an lipophilen Stoffen und Tensiden im Zuge einer Schlammuntersuchung auf das Thema Fett im Abwasser sensibilisiert. Zudem wurde im Kanalnetz zeitweise ein massenhaftes Auftreten von Fettklumpen (siehe Abbildung 13) beobachtet. Das ARA Betriebspersonal ging davon aus, dass für eine erfolgreiche Beherrschung des Fettproblems (und des Schaumproblems) der nachträgliche Einbau eines belüfteten Sandf-/Fettfangs auf der ARA notwendig wäre. Zusätzliche Skepsis gab es daher auch gegenüber dem unmittelbar bevorstehenden Anschluss eines bedeutenden fleischverarbeitenden Betriebs an die öffentliche Kanalisation.

Eine übermäßige Fettbelastung konnte im Rahmen von Untersuchungen auf der ARA jedoch nicht festgestellt werden: weder bei einem Versuch (zur erzielbaren Fettabscheidung) mit einer provisorisch installierten Belüftung im Zulauf(bereich) der Vorklärung noch im Rahmen von Messungen der lipophilen Stoffe (durchschnittlicher Gehalt einer Messreihe ca. 65 mg/l im Zulauf zur ARA) zur Abschätzung der Stoffflüsse in der ARA. Hingegen zeigte sich, dass parallel zu einem bereits instabilen Faulbetrieb durchgeführte Kanalspülungen mit der einhergehenden Wirkung beachtlicher Zusatzbelastungen die Schaumproblematik erhöhte.

Bereits zuvor wurde im Rahmen einer Studie der Umweltwerkstatt Landeck der Fetthanfall im Einzugsgebiet erhoben. Sämtliche Untersuchungen trugen wesentlich dazu bei, dass im Bezirk frühzeitig die Fettsammlung mittels System „Öli“ eingeführt und umgesetzt wurde (*Callegari et al., 2006*).



Abbildung 13: Fettklumpen im Kanal

3.6 Folgerungen

Aus den gewonnenen Erfahrungen des schäumenden Faulturmes und der vorgenommenen Betriebsbegleitung ergaben sich für uns u.a. nachstehende Konsequenzen für die weitere Planungstätigkeit, um deren Beachtung man bemüht sein sollte:

- Die bloße Auslegung von Kläranlagen nach dem Stand der Technik, auch unter Anwendung „robuster“ Verfahrenstechniken wie dies beispielsweise auch die Kaskadenbauweise darstellt, schützt nicht vor dem Auftreten von Blähschlamm. Wenn auch die Gefahr von Schlammabtrieb infolge heutiger großzügiger Nachklärbeckenbemessung vergleichsweise gering geworden ist, so müssen dennoch mögliche Vorkehrungen für wirksame Bekämpfungsstrategien im Ereignisfalle bereits in der Planung angedacht sein. Insbesondere die richtige Einschätzung der Ereigniswahrscheinlichkeit, wozu wiederum nur eine gediegene Auswertung der Daten die Grundlage liefern kann, ist der wichtigste Ansatzpunkt.

- Auf das Zusammenwirken bzw. die Wechselwirkung von Abwasserlinie und Schlammlinie und ihre gegenseitigen Rückkoppelungsmechanismen muss verstärkt geachtet werden.
- Auf die Problematik der möglichen Ansammlung von Schwimmschlamm sollte besonderes Augenmerk gelegt werden. Vorkehrungen und Einrichtungen zum Abzug von Schwimmschlamm und zu einer möglichen Ausschleusung in vorhandene Becken/Behälter (z.B. auch RÜB) sollten eingeplant werden, ebenso der maschinelle Anschluss an die Folgeanlagen vorinstalliert sein.
- Zur wirksamen Bekämpfung von Blähschlamm gehört jedenfalls auch der Einsatz effizienter Fällmittel, welche eine spezifische Wirkung auf die auftretenden Fadenbakterien haben müssen. Die Wirksamkeit von Polyaluminiumchlorid zur Bekämpfung von *Microthrix* hat sich bewährt. „Breitbandantibiotika“ hingegen nützen nichts und sind nur teuer.
- Im Zusammenhang mit dem möglichen Auftreten von Schäumen im Faulturm erweist sich der bisher zumeist ausgebildete kegelige Faulturm Kopf als kontraproduktiv. Der Entgasungsraum und die Gasentnahme sollten daher eine möglichst große Oberfläche aufweisen, was zu einer Faulturmgeometrie von Zylindern hinweist. Einer optimalen Faulturmumwälzung von oben nach unten ist ebenfalls von weiterer Bedeutung.
- Schließlich kann durch geeignete Verfahrenstechnik dem Stand der Technik entsprechend auch das 2-stufige Hybridverfahren in Erwägung gezogen werden, insbesondere dann, wenn es auch um effiziente Stickstoffentfernung geht. Auch hier taucht der Name Norbert Matsché aufs Neue auf. Eine diesbezügliche Entscheidung pro Hybrid kann aber ebenso nicht als Versicherung gesehen werden, trotz patentierten Verfahrens gibt es nämlich keine „Patentlösung“, die überall das Beste und Wirtschaftlichste ist. Erst auf der Grundlage klargestellter Datenlage kann einer Verfahrensüberlegung nähergetreten werden.

4 Datengrundlagen und Bemessung der ARA – Auswertung ist Planungsaufgabe

4.1 Bedeutung der Datenauswertung für die Planung

Die Ableitung von Bemessungsgrundlagen bei der Planung abwassertechnischer Anlagen ist im Sinne einer wirtschaftlichen Optimierung einer der Schlüsselschritte und sollte daher mit besonderer Sorgfalt durchgeführt werden (*Jardin, 2006*). Vorgehensweise und Hinweise sind im ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198 „Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen“ zusammengestellt.

Für die Planung von Ausbau/Anpassung einer Kläranlage ist es naheliegend und sinnvoll, die (für den ARA-Betrieb und die Kontrolle notwendigen und auf österreichischen Kläranlagen meist sehr umfangreich) vorliegenden Werte der Eigen- und Fremdüberwachung bei der Ableitung der Bemessungsgrundlagen heranzuziehen. Voraussetzung dabei ist, dass eine ausreichende Güte und Plausibilität der Daten gewährleistet ist. Dies gilt für Eigen- und Fremdüberwachung in gleichem Maße.

Die sorgfältige Datenauswertung mit dem Nachweis bzw. Prüfung der Plausibilität der Daten stellt ein wesentliches Fundament bei der Bemessung von Kläranlagen dar. Weiters ist diese auch eine wesentliche Grundlage bei der Beurteilung der Kapazität und der „Reserven“ einer Anlage sowie der maßgebenden Betriebszustände oder auch Betriebsprobleme.

Gewonnene Erfahrungen und Erkenntnisse aus der Betriebsbegleitung von Kläranlagen (konsequente Unterstützung bei ARA-Inbetriebnahme, Bekämpfung von Betriebsproblemen - wie in Beispiel 1 bzw. 2 dargestellt, Unterstützung zur Betriebsoptimierung) geben wertvolle Hilfestellung bei der Beurteilung und Interpretation von Daten.

Die Kläranlagen in Tirol verfügen heute über eine gute Datengrundlage. Es gibt eine vergleichbare Datenbasis, Betriebsprotokolle auf EDV-Basis seit mehr als 10 Jahren, mit Hilfestellung zur Plausibilitätskontrolle in Hinblick auf Erkennen

von Eingabefeldern. Es gibt keine händisch geschriebenen Betriebsprotokolle oder seitenweise Listenausdrucke mehr.

Durch die Möglichkeit, mittels standardisierter Auswertung auf einfache Weise Werte abzuleiten, erhöht sich allerdings die Gefahr, dass die Datengrundlage nicht mehr hinterfragt wird. Umso kritischer ist die Situation zu beurteilen, wenn für die Ausbauplanung auf einen automatisch ermittelten größten 7-Tagemittelwert der Zulaufbelastung (unter Hinweis auf die belastungsstärkste Woche gemäß Vorgabe der 1. AEVk.) zurückgegriffen wird.

Trotz (manchmal auch wegen) der Verfügbarkeit der Betriebsdaten auf EDV-Basis ist das Schaffen einer Ordnung im Datenchaos als erster Schritt einer sorgfältigen Datenauswertung anzusehen.

4.2 Erfahrungen aus Vorgaben von Wettbewerben für Ausbau/Anpassung von Anlagen an den Stand der Technik

In der folgenden Tabelle sind von Planungswettbewerben zum Ausbau/Anpassung von Anlagen nach dem Stand der Technik aus den vergangenen Jahren die Vorgaben zu maßgebenden Bemessungsparametern sowie die zur Verfügung gestellten Betriebsdaten und Auswertungen zusammengestellt.

Tabelle 4-1: Vorgaben von Bemessungsgrundlagen bei Planungswettbewerben

	Ausbau EW60	Wettbewerbsvorgabe					Betriebsdaten
		N	P	AFS	T	ISV	
1	< 50.000	11	2	30	3 - 19	120	-
2	< 50.000	11	1,67	70	5 - 20	150	(D)
3	< 50.000	11	2	50	8 - 14	(D)	D
4	< 50.000	11	2	45	3 - 18	120	(D)
5	< 100.000	D	D	D	D	D	D, (A)
6	< 100.000	-	-	-	-	-	(D)
7	> 100.000	A	A	A	> 6	150	D, A
8	> 100.000	-	-	-	-	-	(D)
9	> 100.000	D	D	D	D	D	D
10	> 100.000	B	B	B	B	B	D, A, B

Anm.: D ... Betriebsdaten, A ... Auswertung, B ... Befund

() ... Klammer bedeutet, dass Umfang und/oder Aussagekraft gering bzw. unzureichend

Werte für N, P, AFS in (g/EW.d), T (°C), ISV (ml/g).

Es zeigte sich,

- dass die Wettbewerbsangaben sehr unterschiedlich in Hinblick auf Parametervorgaben, Datengrundlagen und –auswertung sind
- dass kaum eine fundierte Auswertung der Daten als Grundlage des Planungswettbewerbs bereitgestellt wird,
- dass bei jenen Anlagen, bei welchen Frachten an Nährstoffen und abfiltrierbaren Stoffen bzw. der Schlammindex vorgegeben wurde, kein direkter Bezug zu den Betriebsdaten gegeben ist.

4.3 Wesentliche Punkte bei der Datenauswertung

Neben den Auswertungen für die in der Bemessung maßgebenden Daten, wie

- Wassermenge (Trockenwetter, Regenwetter, Fremdwasser)
- Abwassertemperatur
- organische Belastung (CSB, BSB)
- Nährstoffverhältnisse (N/CSB, P/CSB, ...)
- Schlammindex

sollten Auswertungen der Schlammfrachten und des Faulgasanfalls zum Standardumfang gehören.

Die Möglichkeiten zur Überprüfung der Plausibilität von Messwerten wurden mehrfach eingehend beschrieben (*Moser, 1993; Schweighofer, 1994; Svardal et al., 1998*). Wichtigstes Werkzeug ist die Überprüfung von Stoffflüssen anhand von Bilanzen unter Betrachtung der gesamten Abwasserreinigungsanlage als auch in Teilsystemen (z.B. biologische Stufe, Faulung).

Aus dem Auszug einer Betriebsdatenauswertung wird im Folgenden anhand von Beispielen die Anwendung dieser Überprüfung von Stoffflüssen dargestellt:

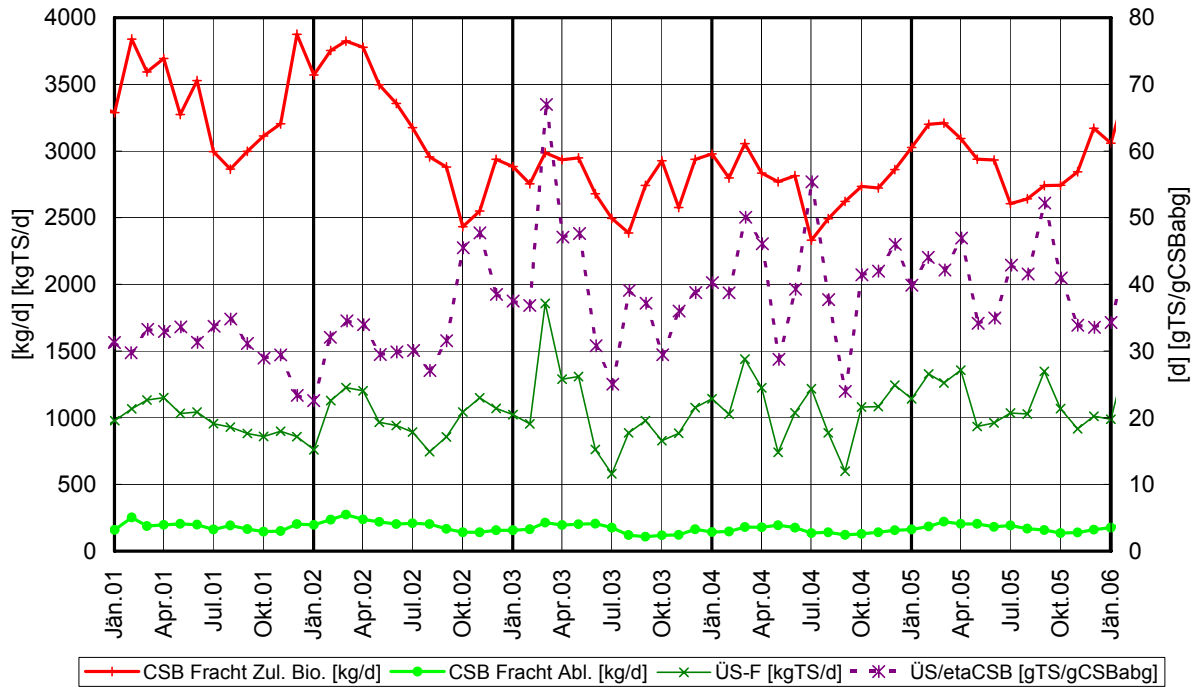


Abbildung 14: CSB-Fracht Zulauf und Ablauf Biologie, Überschussschlammfracht

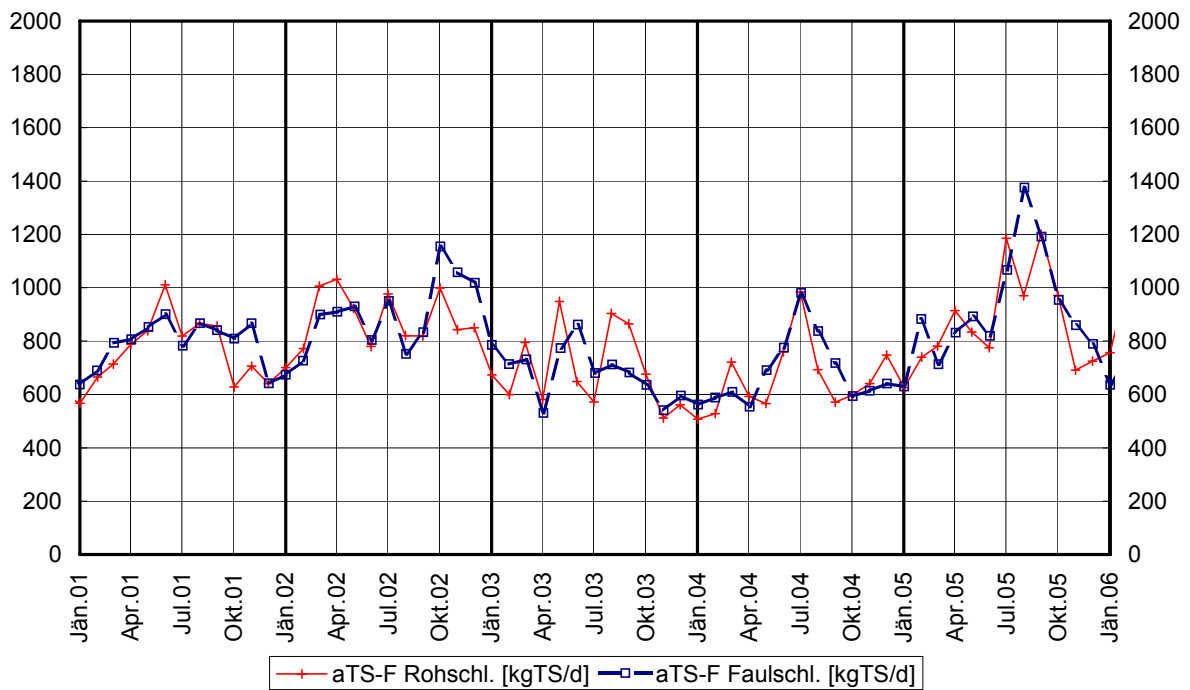


Abbildung 15: anorganische Feststofffrachten Faulung

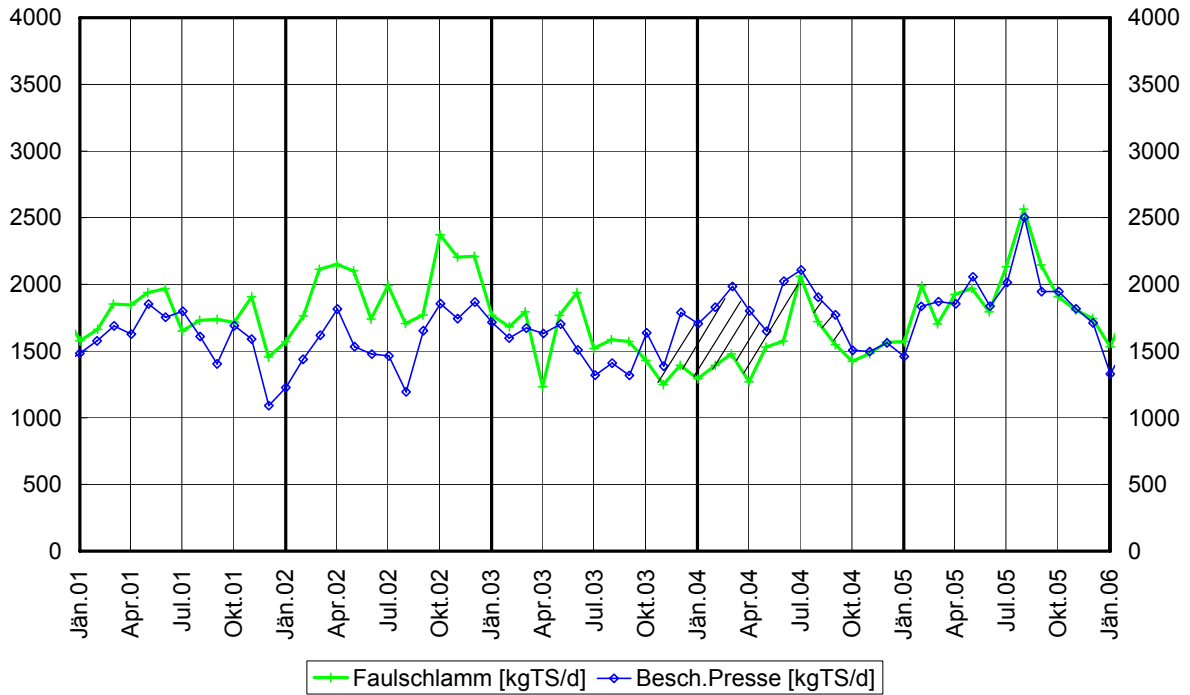


Abbildung 16: Feststofffrachten Faulschlamm und Beschickung Presse

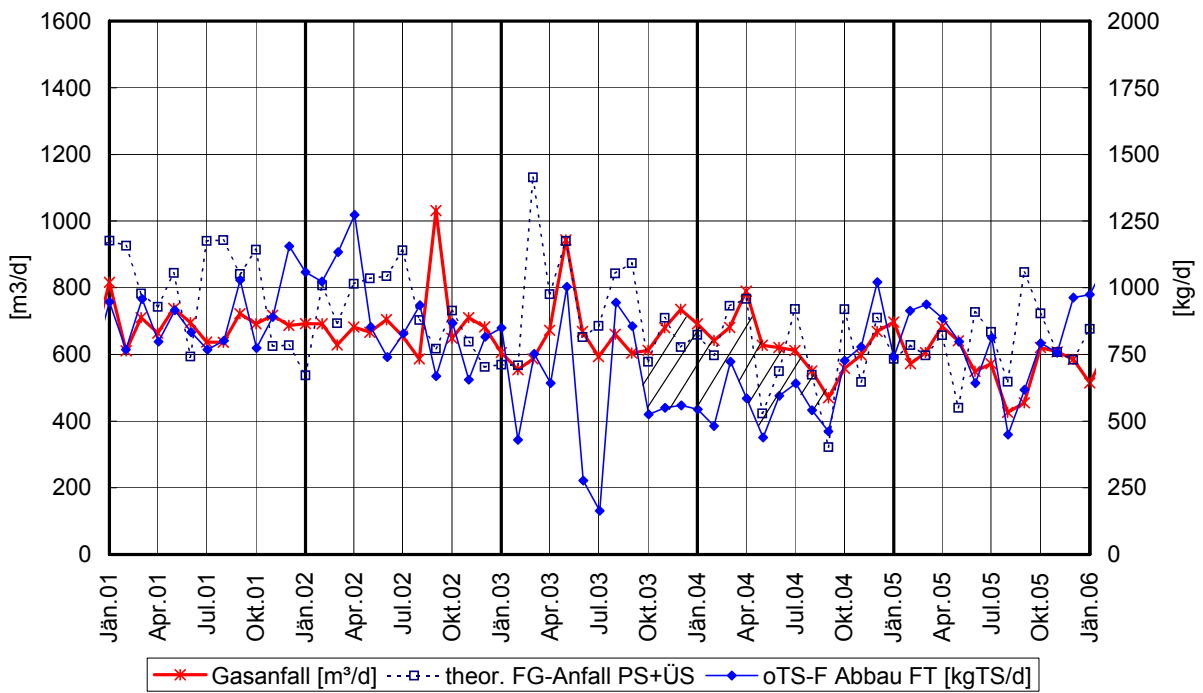


Abbildung 17: Gegenüberstellung gemessener und theoretischer Faulgasanfall, oTS-Abbau

Abbildung 14 zeigt den Überschussschlammanfall bezogen auf die in der biologischen Stufe entfernte CSB-Fracht. Auffallend ist der Sprung des auf die entfernte CSB-Fracht bezogenen Überschussschlammanfalls von 0,3 auf 0,4 gTS/gCSB im Oktober 2002. Begründung: Die stationäre Zulaufmengenmessung lieferte bei einer Überprüfung zu hohe Werte und wurde daher korrigiert. Die Unplausibilität wurde also aufgedeckt.

Die gute Übereinstimmung der anorganischen Feststofffrachten im Zulauf und Ablauf Faulung in Abbildung 15 zeigt, dass von repräsentativen Probenahmen im Roh- und Faulschlamm für die Feststoffgehaltsmessung ausgegangen werden kann.

Abbildung 16 zeigt die Feststofffrachten im Faulschlamm (Ablauf Faulung) und Beschickung Presse. Die Abweichungen zwischen den beiden Strömen (2002 und Okt. 2003 bis Okt. 2004) sind klar erkennbar, die Diskussion ergab eine Verbesserung der Datenvorbereitung.

Die Gegenüberstellung des Faulgasanfalls und der in der Faulung abgebauten Feststofffrachten in Abbildung 17 ergibt ein grundsätzlich plausibles Bild, im Mittel ergibt sich rd. $0,8 \text{ m}^3$ Faulgas pro kg TS abgebaut. Die Abweichung im Zeitraum Oktober 2003 bis Oktober 2004 gibt wie in Abbildung 14 einen Hinweis auf Unterbefunde bei der Messung der (Roh- bzw.) Faulschlammmenge. Im zweiten Fall werden bei der Ermittlung des theoretischen Faulgasanfalls für die Rohschlammfracht zur Faulung die in der Vorklärung entfernte CSB-Fracht und die Überschussschlammfracht (als CSB) zugrunde gelegt. Dabei wird der Faulgasanfall mit $0,35 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ pro kg abgebautem CSB gerechnet. Der theoretische Faulgasanfall passt grundsätzlich gut mit dem gemessenen überein, liegt aber (aufgrund der zu hohen Zulaufmengen) im Zeitraum 2001 bis Oktober 2002 im Mittel zu hoch.

Sehr gut zur Überprüfung der Stoffflüsse eignet sich die Erstellung einer Phosphorbilanz, da der Phosphor über die Bestimmung des Gesamtphosphors vollständig und einfach erfassbar ist. Der Phosphorfracht im Zulauf stehen die beiden möglichen Pfade, nämlich die Phosphorfracht im Ablauf der Kläranlage und im Klärschlamm gegenüber. Nach *Svardal et al.* (1998) deuten Abweichungen zwischen Input- und Outputfracht von mehr als 15 % auf

systematische Fehler bei der Messung eines oder mehrerer Bestimmungsstücke hin (z.B. Schwachstelle bei Zulaufmengenmessung, repräsentative Probenahme Zulauf). Es ist jedoch anzumerken, dass von den Anlagenbetreibern nur in seltenen Fällen eine Bestimmung des Phosphorgehalts im Klärschlamm durchgeführt bzw. veranlasst wird. Eine häufigere Bestimmung des Phosphorgehalts im Klärschlamm wäre jedenfalls wünschenswert und zweckmäßig.

5 Zusammenfassung

Die vielfachen Herausforderungen bei der Planungsarbeit für die Anpassung von Kläranlagen nach dem Stand der Technik fokussieren sich in erster Linie, zumindest zu Beginn der Planungstätigkeit, auf die Bereiche Bemessung und Konzeption. Erst wenn diese Pakete „stehen“, kann mit der eigentlichen Umsetzungsarbeit in ein reelles Projekt und der Abarbeitung der sonstigen, die Lösung durchaus beeinflussenden, aber nicht mehr veränderbaren Faktoren begonnen werden. Entscheidender Punkt ist das Lösungskonzept, das es dann gilt, möglichst praxisgerecht und wirtschaftlich umzusetzen. Dabei ist von maßgeblicher Bedeutung, die Erfahrungen und Erkenntnisse der abwassertechnischen Entwicklung der letzten 5 Jahrzehnte mit zu berücksichtigen. Der Name Norbert Matsché ist untrennbar mit der stattgefundenen Wissensvermehrung verbunden. Seine Beiträge zu Blähschlammvermeidung und zur biologischen und chemischen Nährstoffentfernung sind eine der vordergründigsten Aspekte einer gut funktionierenden Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik. Kostenminimierung kommt erst hinten nach, obwohl sich beides gegenseitig nicht ausschließt. Anhand von gemeinsam gelösten Aufgaben wurden wichtige Zusammenhänge dargestellt. Die Herausforderungen bei der Planungsarbeit für Kläranlagenanpassungen an den St.d.T. implizieren neben aller Akzeptanz zu Innovation und Synergien vor allem auch die bloße Verwertung von gewachsenem Wissen der Fachwelt und konsequente Aufarbeitung der Einzelfallsituation. Die Verallgemeinerung von Problemen oder auch die Standardisierung von Lösungen ist nicht der Weg zum Ziel, sondern einzig die seriöse Abarbeitung des individuellen Projektes unter Beachtung bestehenden Vorwissens und erfolgter Erprobung.

6 Literatur

- ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1 (1998) Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in Belebungsanlagen – Ursachen und Bekämpfung, *Korrespondenz Abwasser* 10 (45), 1959-1967
- ATV-Arbeitsgruppe-2.6.1 (1988) Verminderung und Bekämpfung von Blähschlamm und Schwimmschlamm und Schaum in Belebungsanlagen – Ursachen und, *Korrespondenz Abwasser* 2(35), 152-164
- ATV-DVWK-A 131 (2000) Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ISBN 3-933707-41-2
- ATV-DVWK-A 198 (2003) Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Hennef.
- Callegari Ch., Dornhofer K., Passer H.(2006) Kläranlage Fritzens – Innovative Effizienzsteigerungsmaßnahmen, *Wiener Mitteilungen* Band 195, 51 - 82
- Dillner Westlund A., Hagland E., Rothman M (1998) Operational aspects on foaming in digesters caused by *Microthrix parvicella*, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 38, No 8-9, 29-34
- Jardin N. (2006) Abwasserzusammensetzung und erforderliche Grundlagenermittlung zur Bemessung (nach ATV-DVWK-A 198 Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten), DWA-Wasserwirtschaftskurs M/2 Kommunale Abwasserbehandlung, Oktober 2006 in Kassel
- Lemmer, H., Lind G. (2000) Blähschlamm, Schaum, Schwimmschlamm – Mikrobiologie und Gegenmaßnahmen. Hirthammer-Verlag, München
- Moser D. (1993) Interpretation von chemischen Analysedaten und Überprüfung ihrer Plausibilität, *Wiener Mitteilungen* Band 110, E 1 – E 48
- Schweighofer P. (1994) Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Messdaten, *Wiener Mitteilungen* Band 116, G 1 - G 41
- Svardal K., Nowak. O., Schweighofer P. (1998) Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Messwerten, *Wiener Mitteilungen* Band 147, 439-475

Korrespondenz an:

Br.t.h.c.Dipl.-Ing.Helmut PASSER

Ingenieurbüro Passer & Partner ZT GmbH
Andechsstrasse 65,
6020 Innsbruck

Tel.: 0512-33588-10

email: h.passer@passer.at

A 131 – Neuerungen in Sicht?

B. Teichgräber und M. Hetschel

Emschergenossenschaft/Lippeverband, Essen

Kurzfassung: Mit dem ATV-DVWK-A 131 enthält das DWA-Regelwerk ein robustes Verfahren zur Bemessung von Belebungsanlagen. Seine Anwendbarkeit wird im Wesentlichen bestimmt durch Unschärfen in der Belastungsermittlung und –prognose sowie die Absetzbarkeit des belebten Schlammes in der Nachklärung. Weitere Arbeiten der zuständigen DWA-Fachausschüsse werden hauptsächlich betriebliche, energetische und Optimierungsaspekte betreffen. Das Arbeitsblatt wird in seinen Kernpunkten voraussichtlich nicht verändert werden.

Stichworte: Belebungsverfahren, Nachklärbecken, Bemessung, statische Modellierung, Belastungsermittlung, Betriebsergebnisse, DWA-Regelwerk

1 Einleitung

Mit der Einführung der Nährstoffelimination in das deutsche Wasserrecht ab 1990 mussten alle Betreiber von Kläranlagen > 5000 Einwohnerwert in Deutschland die Erweiterung ihrer Kläranlagen prüfen und überwiegend auch durchführen. Darüber hinaus war die abwassertechnische Infrastruktur in Ostdeutschland von Grund auf zu erneuern. Diese Nachrüstungswelle war 2005 mit Umsetzung der EU-Kommunalabwasserrichtlinie abgeschlossen (EU 1991).

Die vorgenannte Entwicklung absehend hatte die DWA (damals ATV) 1987 eine grundlegende Überarbeitung ihres Arbeitsblatts zur Bemessung von Belebungsanlagen für Anschlusswerte > 5000 E in Angriff genommen. Der Fachausschuss 2.6 übernahm diese Aufgabe. Das Ergebnis, A 131 (1991), fand als Bemessungs- und Prüfgrundlage umfangreiche Anwendung im

deutschsprachigen Raum. Die vielfältigen Erfahrungen in der Anwendung des Merkblatts und aus dem Betrieb der mit dem Merkblatt dimensionierten Belebungsanlagen wurden in die novellierte Fassung des A 131 (2000) eingearbeitet. Hierbei wurde die Ermittlung der Bemessungsgrundlagen abgetrennt und in das neu erstellte A 198 aufgenommen, da dieser Abschnitt für die Kanalisation und alle Verfahrenstechniken der Abwasserreinigung gleichermaßen Gültigkeit besitzt. Der statische Bemessungsansatz sowohl für die Dimensionierung der Belebungsbecken als auch der Nachklärbecken wurde beibehalten. Zusätzlich wird eine Bemessung wahlweise nach dem biologischen Sauerstoffbedarf (BSB_5) oder dem Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) ermöglicht. Der CSB kann entsprechend den Modellierungsansätzen der IWA (ASM No. 1, Henze et al. 1987) fraktioniert werden.

2 Was leistet das A 131

Mit dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 kann der Planer aus den Belastungsannahmen die Bauwerksvolumina für Belebungsbecken und Nachklärbecken, die Aufteilung in anaerobe, anoxische und aerobe Zonen und die erforderliche Belüftungskapazität ermitteln. Außerdem erhält er den Überschussschlammanfall und Hinweise zur Säurekapazität, zur Vermeidung von Schaum und Schwimmschlamm, zur Nitritbildung, baulichen Gestaltung der Bauwerke und zur Einbindung der dynamischen Simulation in den Planungsprozess.

In Deutschland wurden diverse Softwarepakete entwickelt, i. d. R. an Hochschulen, die den Bemessungsansatz aus dem A 131 übernahmen, teilweise auch mit weiteren Funktionalitäten ausstatteten. Die damit ermittelten Volumina weichen etwas von denen mit dem A 131 ab, allerdings innerhalb einer Spannweite, die sich auch aus der Anwendung des A 131 ergeben kann. Die Kläranlagen der Emschergenossenschaft und des Lippeverbands wurden mit dem Programm Ara-Ber (2006) bemessen, da dieses als Prüfprogramm bei den Staatlichen Umweltämtern des Landes Nordrhein-Westfalen eingeführt worden war.

2.1 Spannweite der Bemessungsergebnisse

Aus der Bemessungspraxis leitet jeder Ingenieur zusätzliche Erkenntnisse zur Bewertung weiterer Informationen (Belastungsschwankungen, Abwasserzusammensetzung, Temperaturverläufe ...) ab. In einen statischen Bemessungsansatz gehen diese Erkenntnisse dann durch Veränderung von Sicherheitsfaktoren oder Veränderung der Eingangsgrößen ein. Eine Berechnung nach Bemessungsansatz des A 131 kann damit zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen.

2.1.1 Ermittlung und Prognose der Belastung

Im A 131 wird die Ermittlung der maßgebenden Belastung aus der Verschneidung der kritischen Lastfälle hohe Belastung und niedrige Temperatur auf der Basis von 2-Wochen-Mitteln, hilfsweise der Auswertung als 85%-Percentile, vorgeschlagen. Zur Plausibilitätskontrolle sind spezifische Frachten angegeben, die auch zur Prognose von Belastungsänderungen während der Nutzungsdauer der Kläranlage dienen. Der vielfach angewendete Weg, die CSB-Belastung mit Hilfe der spezifischen Frachten in Einwohnerwerte umzurechnen und die gesamte Belastungsermittlung einschließlich Prognose auf einer Auswertung dieser Einwohnerwerte aufzubauen, entspricht nicht dem A 131!

Das Vorgehen zur Ermittlung der Auslegungsbelastung ist in Abb. 1 gezeigt.

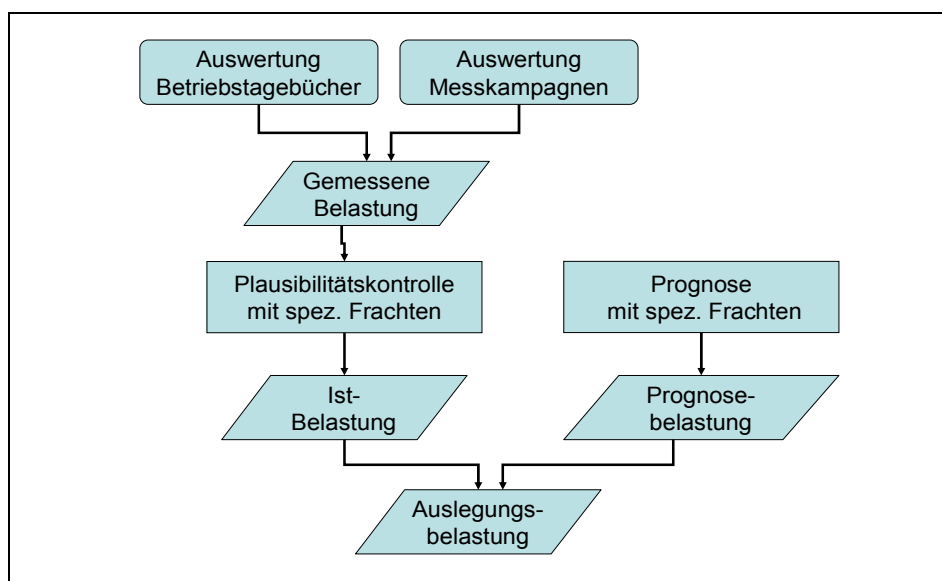


Abbildung 1: Festlegung der Auslegungsbelastung

2.1.2 Abschätzung und Bewertung von Sicherheiten

Kroiss (1994) untersuchte die Herleitung von Basisdaten der Bemessung und den Einfluss einer korrekten Bewertung dieser Daten auf das Bemessungsergebnis.

Die Herleitung der Eingangsgrößen für eine Bemessung einer Kläranlage ist in Abbildung 2 wiedergegeben. Es gehen Annahmen zu Sicherheitsfaktoren wegen mangelnden Wissens und betrieblicher Einflüsse ein.

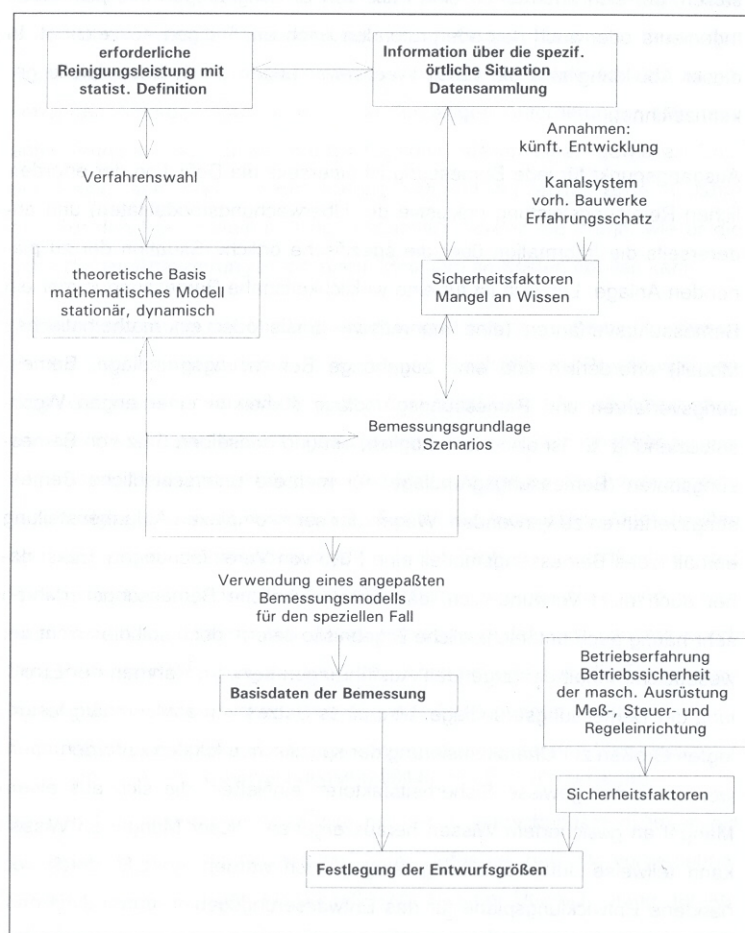


Abbildung 2: Bemessungsgang für biologische Abwasserreinigungsverfahren (aus Kroiss 1994)

Am Beispiel der Temperatur ist in Abbildung 3 die Risikobereitschaft des Planers, die der Bauherr und spätere Betreiber teilen muss, demonstriert. Die Reaktortemperatur beträgt auch im Winter bei Trockenwetter 12 °C. Durch Schmelzwasser oder andere kurze Ereignisse sinkt die Reaktortemperatur auf

10 °C. Solange diese Perioden deutlich kürzer als 10 Tage (~ 1 Schlammalter) sind, kann je nach Sicherheitserfordernis die Bemessungstemperatur 10, 11 oder 12°C gewählt werden.

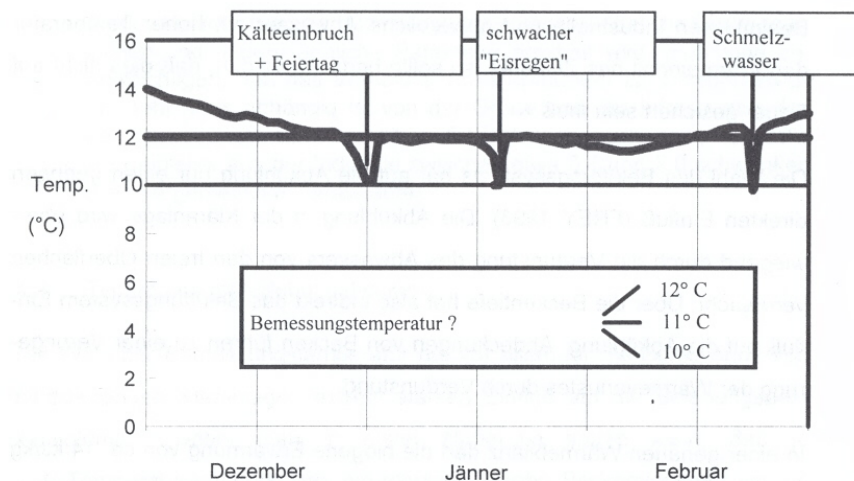


Abbildung 3: Auswirkungen kurzfristiger Ereignisse auf die Reaktortemperatur (aus Kroiss 1994)

Kroiss fasste die verschiedenen Beurteilungsspielräume des Planers zu einer normalen, vorsichtigen und gewagten Variante zusammen. Für eine angenommene Kläranlage mit EW ~ 50.000 E und simultaner Denitrifikation ergibt sich die in Tabelle 1 angegebene Spannweite von 9.780 m³ bis 20.800 m³ Belegungsvolumen.

Tabelle 1: Drei Varianten der Bemessung für einen Anwendungsfall (konstruiertes Beispiel) (einstufige Belebungsanlage ohne VB, Grobentschlammung) (aus Kroiss 1994)

Parameter Denitrifikat.	Dim.	"Normal" simultan	"Vorsichtig" simultan	"Gewagt" vorgesch.
Q	m ³ /d	10000	11000	9000
BSB ₅	mg/l	250	275	250
TS ₀	mg/l	250	275	225
TKN ₀	mg/l	50	55	47
Sicherheitsfaktor	-	2,5	2,8	2,4
TS _{BB}	mg/l	4,0	3,5	4,5
J _{SV}	mg/l	120	150	115
SV	mg/l	480	520	520
Temp.	°C	11	10	12
NO ₃ -N Ablauf	mg/l	10	10	10
V _{DN} / V	-	0,41	0,42	0,31
V _N + V _{DN}	m ³	8000	13400	4600
B _{TS}	kg/kgd	0,08	0,06	0,11
Anaerobvol.	m ³	700	1400	0
Ges. Beleb.	m ³	8700	14800	4600
A _{NB}	m ²	1520	1810	1480
t _{NB}	m	3,5	3,3	3,5
V _{NB}	m ³	5320	6000	5180
Summe V	m ³	14020	20800	9780

2.1.3 Internationaler Vergleich von Bemessungsansätzen

Im Jahr 1991 initiierte Prof. Kayser (1991) eine vergleichende Berechnung eines Bemessungsbeispiels mit Bemessungsansätzen für Nitrifikation und Denitrifikation aus Südafrika, England, USA, Dänemark und nach dem A 131. Obwohl die Bemessung auf völlig verschiedenen Wegen erfolgte, teilweise unter dem Einsatz statischer Modellierung, wiesen die Ergebnisse deutlich geringere Schwankungsbreiten auf als sie unter dem Einsatz des A 131 möglich sind (s. o.).

Die Aufteilung zwischen Nitrifikations- und Denitrifikationsvolumina erfolgt sehr unterschiedlich. Die Volumina nach Boon sind als unregelmäßige zweistufige Kaskadendenitrifikation aufgeteilt. Alle Autoren verweisen auf eine variable Gestaltung oder Steuerung der Belüftung und nehmen eigene Beurteilungen der – schon mit Ganglinien definierten – Zulaufsituation vor. Die

Tabelle 2: Ergebnisse einer beispielhaften Bemessung aus verschiedenen Ländern

Ergebnisse	V_D	V_N	V_{ges}
Barnard	4.000	29.300	33.300
Boon	11.595	15.024	26.619
Eckenfelder	12.600	11.100	23.700
la Cour Jansen	11.600	13.200	24.800
von der Emde (A 131)	15.000	18.000	33.000

in Tabelle 2 dargestellten unterschiedlichen Bemessungsergebnisse beruhen zum geringeren Teil auf verschiedenen Bemessungswegen, zum größeren Teil auf unterschiedlicher Bewertung der Zulaufsituation.

2.2 Fallbeispiel Bestimmung der maßgeblichen Belastungen

Die Datensammlung nach Abbildung 2 wird behindert durch die mangelnde Qualität der Daten aus Betriebstagebüchern und die in der Regel mangelnde Bereitschaft zu umfangreichen Messkampagnen zu Beginn des Planungsprozesses. Diesen praktischen Problemen trägt das A 131 Rechnung indem alternative Wege der statistischen Auswertung vorgeschlagen werden:

A131 (1991): Bei Belebungsanlagen mit Nitrifikation ist der Mittelwert der Woche mit maximaler Belastung ... für das Schlammalter bestimmend. Lässt sich dieser nicht bestimmen kann hilfsweise der 85 %-Wert aller Messungen der letzten zwei bis drei Jahre herangezogen werden.

Nach Überarbeitung des Merkblatts bleiben diese Wege weiterhin möglich.

A131 (2000): Die maßgebenden Frachten werden in Verbindung mit der Abwassertemperatur als Mittelwerte einer Periode gebildet, die der Größe des Schlammalters entspricht. ... Wenn mangels Probedichte Wochenmittel nicht gebildet werden können, sind die an 85% der Tage unterschritten Frachten maßgebend,

Das A 198 präzisiert die Ermittlung der maßgebenden Frachten und geht auf Ermittlung des für die Bemessung wichtigen C/N-Verhältnisses ein.

A 198 (2003): Es muss vermieden werden, das nicht zeitgleich auftretende Frachten, z.B. des CSB und des Stickstoffs miteinander kombiniert werden. ...

Das maßgebende 2-Wochenmittel der organischen Fracht ($B_{d,CSB,ZB,2WM}$) findet man in der Periode, in der das 2-Wochenmittel der Temperatur im Bereich der Bemessungstemperatur liegt. Mit dem Verhältniswerten $C_{TKN,ZB}/C_{CSB,ZB,..}$ findet man die zugehörigen Frachten und Konzentrationen der übrigen Parameter. ... Wenn in Sonderfällen Belebungsanlagen nach dem 85%-Wert bemessen werden sollen, ist entsprechend vorzugehen.

Die maßgeblichen Belastungen sind nach wie vor die wichtigsten Einflussgrößen für die Bestimmung der Beckenvolumen und letztendlich der Investitionskosten. In der betrieblichen Praxis lässt sich der 85%-Wert anhand der Selbstüberwachungswerte meist leicht über mehrere Jahre zurückverfolgen. Intensive Beprobungen über 8 - 10 Wochen liegen selten vor, zudem bleibt dann immer noch der Zweifel, ob die maßgebende Belastung im Probezeitraum wirklich aufgetreten ist (Einfluss industrieller Belastungen). Die Berechnung der maßgeblichen Stickstofffrachten über die Verhältniswerte nach A 198 setzt jedoch eine (lineare) Abhängigkeit der Parameter voraus, die nicht immer gegeben ist, wie die folgenden Beispiele zeigen. In Abbildung 4 sind die Stickstofffrachten über die CSB-Frachten einer 25.000 EW Kläranlage aufgetragen. Für das Verhältnis der Parameter besteht eine gute Korrelation.

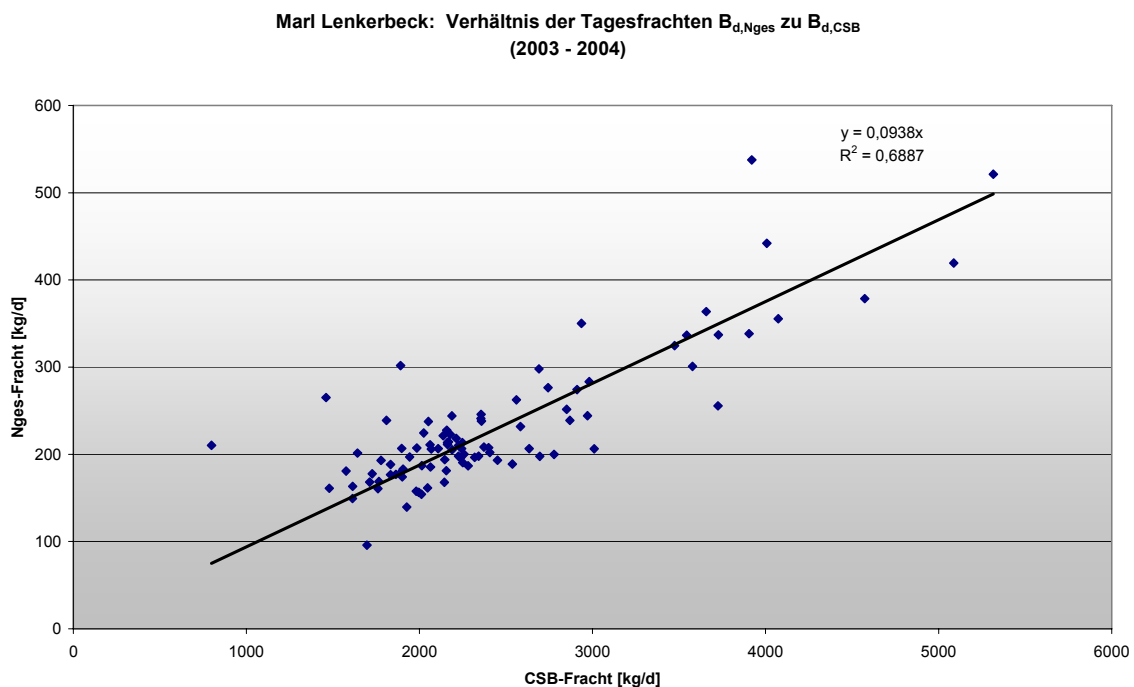


Abbildung 4: Klg. Marl Lenkerbeck: Verhältnis CSB- und N_{ges} -Frachten

Der 85%-Wert der CSB-Fracht beträgt 2.987 kg/d der 85%-Wert der Stickstofffracht beträgt 299 kg/d. Geht man über den Mittelwert der Verhältnisse $C_{N,ZB} / C_{CSB,ZB}$ von 0,097 ergibt sich die maßgebliche Stickstoffbelastung in annähernd der gleichen Größenordnung zu $0,097 * 2987 = 290$ kg/d.

Die Auswertung von Messkampagnen auf zwei weiteren Kläranlagen führt zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen:

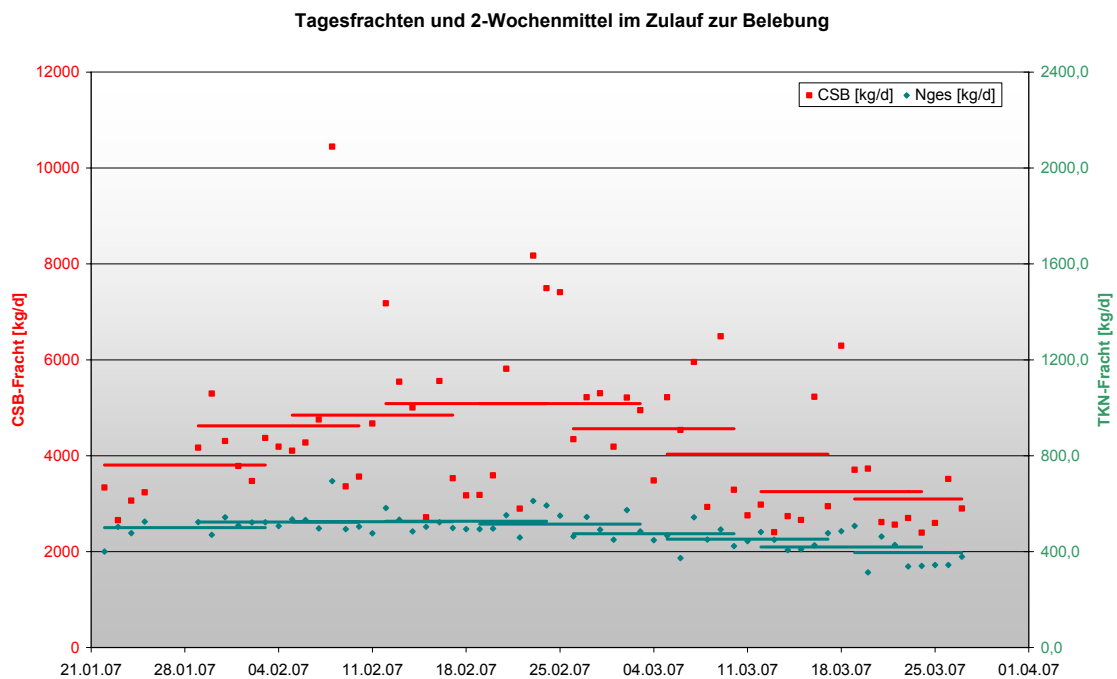


Abbildung 5: Klg. Picksmühlenbach: Tagesfrachten und 2 Wochenmittel

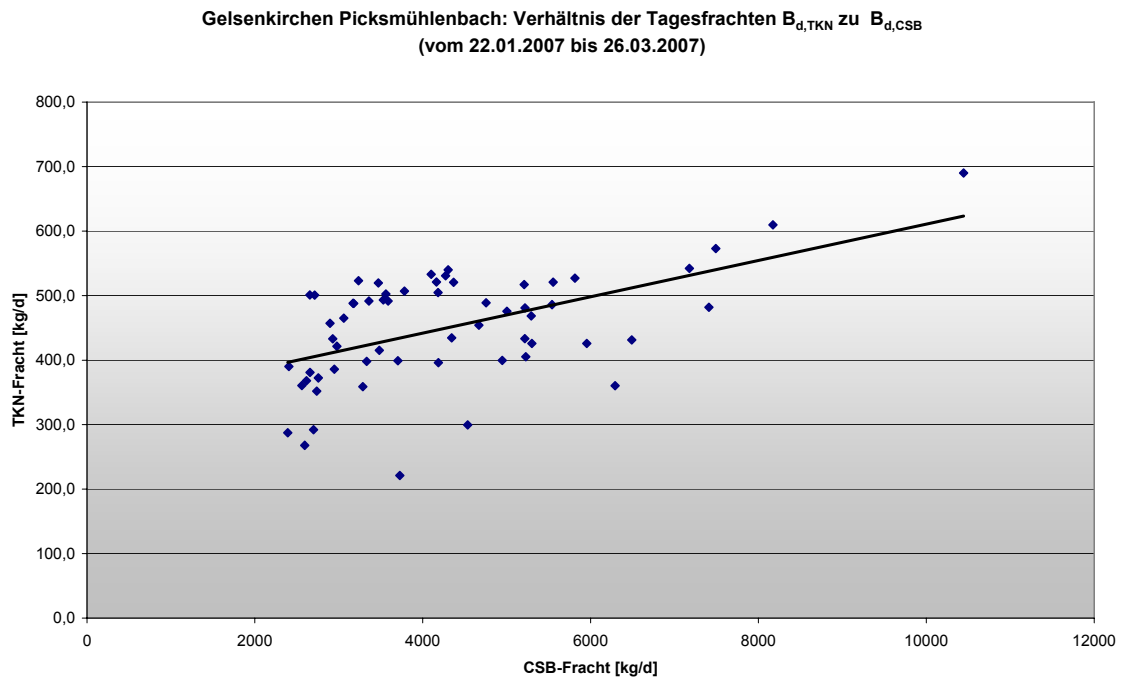


Abbildung 6: Klg Picksmühlenbach: Verhältnis CSB- und N_{ges} -Frachten

Der 85%-Wert der CSB Fracht dieser Messreihe beträgt 5.554 kg/d; der 85%-Wert der Stickstofffracht beträgt 521,5 kg/d. Der Mittelwert der Verhältnisse $C_{TKN,ZB} / C_{CSB,ZB}$ der Messreihe liegt bei 0,103. Das maximale 2-Wochenmittel der CSB-Fracht betrug 5.089 kg/d, das zugehörige 2-Wochenmittel der Stickstofffracht lag in diesem Zeitraum bei 526 kg/d. Geht man über die Verhältniswerte, ergibt sich die maßgebliche Stickstoffbelastung zu $0,103 * 5.089 = 526$ kg/d. Unter Berücksichtigung der schwachen Korrelation zwischen CSB- und TKN-Frachten in Abbildung 6 ist die gute Übereinstimmung zwischen 85 %-Percentil der TKN-Fracht, proportionaler Ermittlung über das 85%-Percentil der CSB-Fracht und der Fracht aus dem maximalen 2-Wochenmittel als zufällig anzusehen.

Das Beispiel der Kläranlage Lünen zeigt, dass die Belastungsmaxima aus den 2-Wochenmitteln für die TKN- und die CSB-Frachten (Abbildung 7) zu völlig unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten. Insofern ist die fehlende Korrelation zwischen den Messwerten der TKN- und CSB-Frachten (Abbildung 8) zu erwarten.

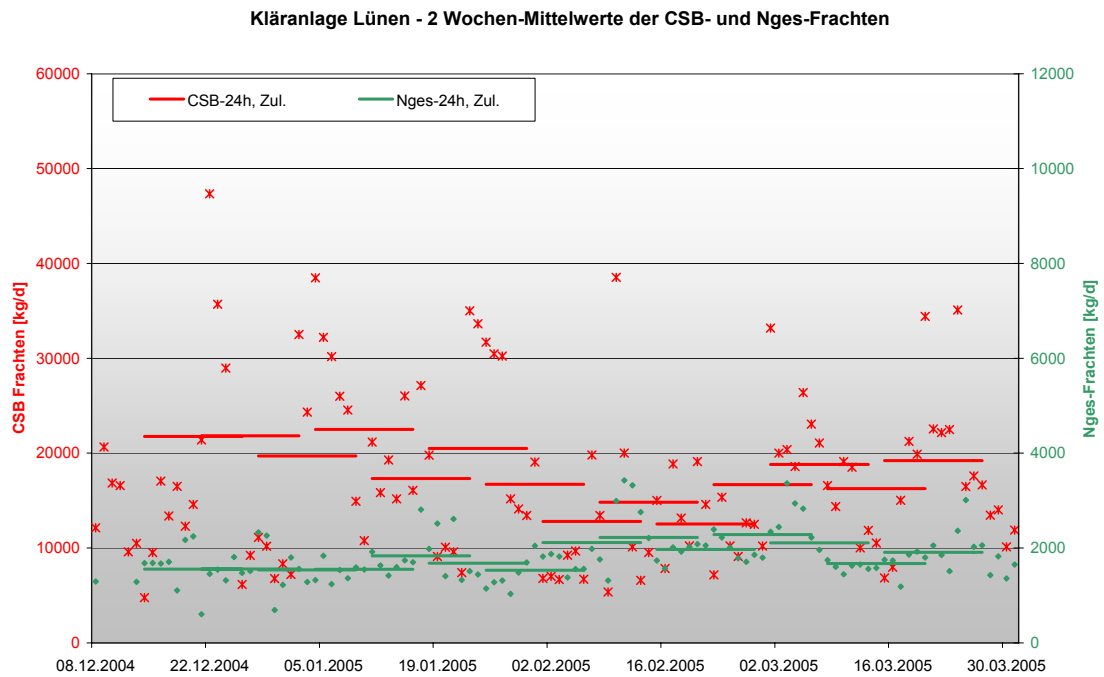


Abbildung 7: Klg. Lünen: Tagesfrachten und 2 Wochenmittel

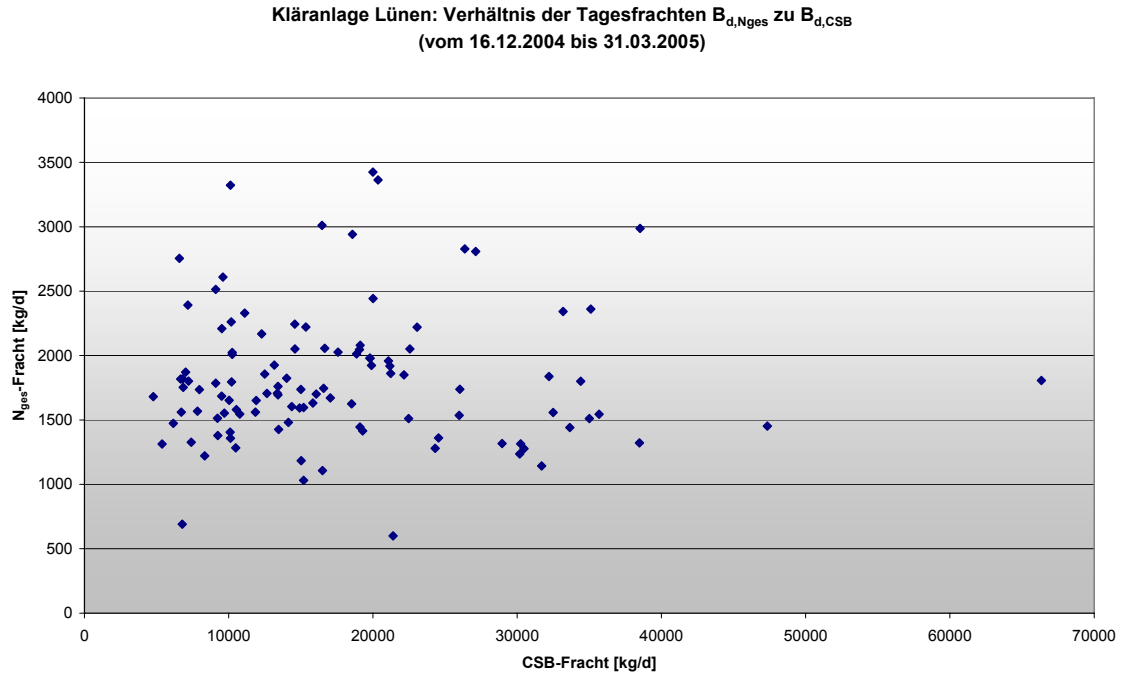


Abbildung 8: Klg. Lünen: Verhältnis CSB- und N_{ges} -Frachten

Der 85%-Wert der CSB Fracht dieser Messreihe beträgt 27.207 kg/d der 85%-Wert der Stickstofffracht beträgt 2.255 kg/d. Der Mittelwert der Verhältnisse

$C_{N,ZB} / C_{CSB,ZB}$ der Messreihe liegt bei 0,134. Der maximale 2-Wochenmittelwert der CSB-Fracht betrug 22.500 kg/d, die Stickstofffracht lag in diesem Zeitraum bei 1.551 kg/d. Geht man über die Verhältniswerte ergibt sich die maßgebliche Stickstoffbelastung zu $0,134 * 22.500 = 3.015$ kg/d, dieser Wert wurde als Tagesfracht nur an 3 Tagen erreicht! Würden keine 2-Wochenmittel vorliegen und man würde aus der 85%-Wert der CSB-Fracht die maßgebliche Stickstoffbelastung errechnen, ergebe sich eine Belastung von $0,134 * 27.207 = 3.646$ kg/d! Der Sachverstand des Planers ist nach wie vor gefragt, die Herleitung der maßgeblichen Belastung über das Verhältnis von TKN/CSB führt im vorliegenden Fall nicht zum Ziel!

Bei Messreihen wird wegen der hohen Fehleranfälligkeit der BSB₅-Analytik wegen die Kohlenstofffracht meist über den CSB ermittelt, das Standardverhältnis von CSB/BSB₅ von 2/1 wird in der Regel vorausgesetzt.

2.3 Fallbeispiel Anschlussreserven

Gerade bei kleinen Anlagen können Zuwächse aus Gewerbe- und Industrieansiedlungen oft nicht ohne Erweiterungen aufgenommen werden. Hier kann es von Vorteil sein, wenn bei der Planung ausreichende Reserven und Sicherheiten eingeplant wurden. Auf der Kläranlage Hamm-Uentrop betrug die Belastungsgröße der Anlage:

angeschlossene Einwohner: 5.050 EW

Zuwachs: 1.150 EW

6.200 EW (mit Standardparametern)

$Q_d = 2.155 \text{ m}^3/\text{h}$

$Q_M = 332 \text{ m}^3/\text{h}$

Die Bemessung erfolgte mit Ara-Ber (2006) auf die Überwachungswerte $N_{\text{anorg,ges}} = 18 \text{ mg/l}$, $\text{NH}_4\text{-N} = 10 \text{ mg/l}$ und $\text{P} = 4 \text{ mg/l}$ bei einer Abwassertemperatur von 10°C. Aus der Nachklärbeckenbemessung mit einem ISV = 110 ml/g, Beckendurchmesser von 20,00 m und $t_{2/3} = 3,76 \text{ m}$ wurde ein max. $\text{TS}_{\text{BB}} = 3,49 \text{ g/l}$ abgeleitet. Das Bemessungsergebnis für das Belebungsbecken ist in Tabelle 3 angegeben.

Tabelle 3: Vergleich der Belebungsbeckenbemessung nach Ara-Ber (2006) und A 131

Bemessung nach ARA-BER	Vergleich mit A-131
Schwankungsfaktor: 1,7	Sicherheitsfaktor: 1,8
erf. $t_{T\text{Saerob}} = 8,77$ d	erf. $t_{T\text{Saerob}} = 8,21$ d
$V_D/V_{BB} = 0,13$	$V_D/V_{BB} = 0,2$
erf $V_{BB} = 1.196$ m ³	erf $V_{BB} = 1.225$ m ³

Ausgeführt wurde:

Nachklärbecken:

Durchmesser = 23,00 m

$t_{2/3}$ = 3,80 m

Belebungsbecken:

V_D = 250 m³

fakultativ V_D bzw. V_N = 500 m³

V_N = 750 m³

V_{BB} = 1.500 m³

Noch während des Kläranlagenausbaus ergaben sich zusätzliche Anfragen zur Reinigung industriellen Abwassers:

1: Einleitung ammoniumhaltiger Regeneratabwässer: Da diese diskontinuierlich anfallen, wurde ein Speicherbehälter und die vergleichmäßigte Zugabe von 8,2 kg NH₄-N /d vorgesehen.

2: Einleitung eines Baustellendorfes mit 2.000 EW und 300 m³/d: Unter Berücksichtigung, dass diese Belastung nur innerhalb der ersten 2 -3 Jahre auftritt, brauchte der im Entwurf angesetzte Zuwachs von 1.150 EW nicht

berücksichtigt zu werden. Erschwerend kam jedoch hinzu, dass die aktuellen Belastungswerte der Kläranlage überproportional hohe Stickstofffrachten aufzeigten. Wegen des größer ausgeführten Nachklärbeckens lässt sich ein TS_{BB} von 3,70 g/l nachweisen, wegen des wahlweise zu belüftenden Beckenteils konnte eine Bemessungstemperatur von 12°C gewählt werden. Somit ließen sich die zusätzlichen Frachten nachweisen.

Tabelle 4: Nachweis zusätzlicher Belastungsmöglichkeiten

Parameter		Entwurf	Erhöhte Belastung
BSB ₅ -Fracht	[kg/d]	372 (bzw. 6.200 EW ₆₀)	393 (bzw. 6.550 EW ₆₀)
TKN-Fracht	[kg/d]	68,2 (6.200 EW ₁₁)	93,1 (8.460 EW ₁₁)
Q _d	[m ³ /d]	2155	1341
Abwassertemperatur	[°C]	10	12
TS _{BB}	[g/l]	3,49	3,7

2.4 Fallbeispiel Kritischer Parameter Schlammindex

Aus der Bemessung des Nachklärbeckens ergibt sich der maximale Trockensubstanzgehalt in der Belebung TS_{BB} . Als wichtigste Vorgabe ist die Annahme des Absetzverhaltens des Schlammes (ausgedrückt als Schlammvolumen SV oder Schlammvolumenindex $ISV = SV/TS_{BB}$) zu treffen. Gerade dieser Wert ist durch das Anlagendesign und Betriebsführung nur bedingt beeinflussbar. Die DWA-Arbeitsgruppe KA 6.1, in der Frau Dr. Lemmer und Prof. Dr. Matsché maßgeblich mitwirken, bereitet diese Fragestellung kontinuierlich weiter auf.

Um die erforderlichen Beckenvolumen nicht zu groß auslegen zu müssen, findet in der Bemessungspraxis ein Schlammindex von 100 – 120 ml/g Anwendung. Obwohl gerade in der kritischen, kälteren Jahreszeit höhere Indizes beobachtet werden, hat sich diese Praxis durchgesetzt, was darauf hin deutet, dass die Nachklärbecken Reserven aufweisen.

An den Betriebsergebnissen der Kläranlagen bei Emschergenossenschaft und Lippeverband lassen sich diese Reserven demonstrieren. In Abbildung 9 sind die

Monatsmittelwerte der Schlammindeces von 49 Kläranlagen aus dem Jahr 2006 aufgetragen, außerdem die zugehörigen Trübungen im Ablauf. Auch sehr hohe Schlammindeces über 200 ml/g führten nicht notwendigerweise zu Schlammabtrieb.

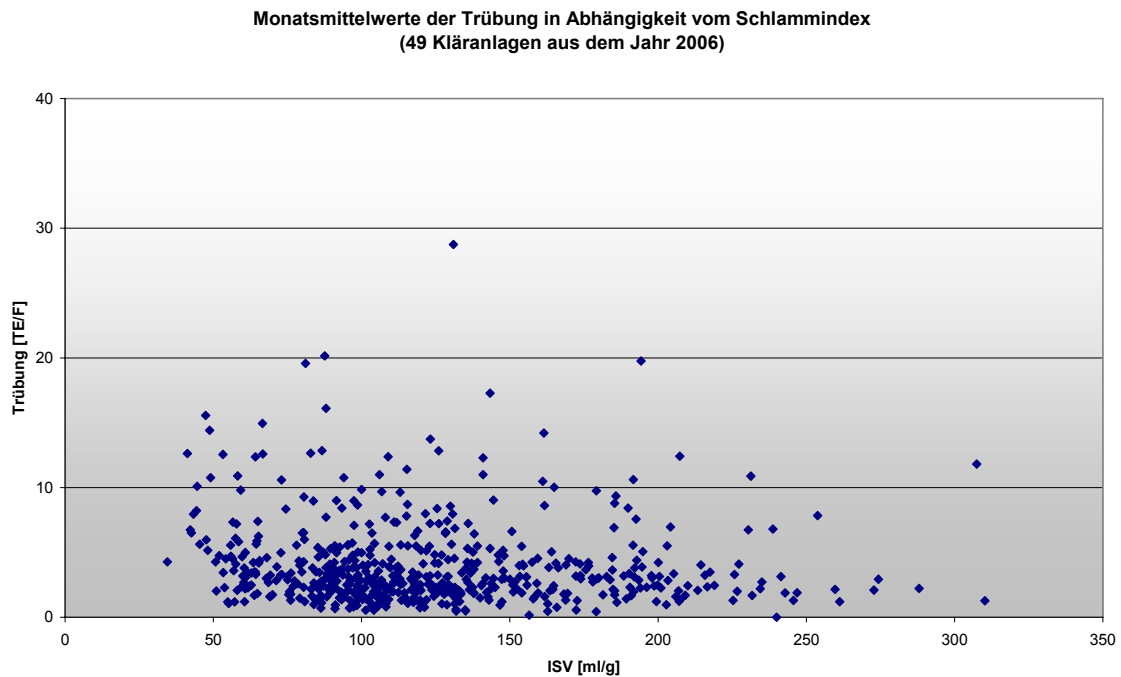


Abbildung 9: Verhältnis von Schlammindeces und Trübung im Ablauf

Einem hohen Schlammvolumenindex kann betrieblich mit der Reduzierung der Trockensubstanz im Belebungsbecken begegnet werden; hierzu müssen allerdings entsprechende Reserven in der biologischen Reinigungsstufe verfügbar sein.

Tabelle 5: Entlastung der Nachklärbecken durch Absenken von TS_{BB}

		Bemessung	Betriebsdaten (Monatsmittelwerte)	
			Jan 04	Feb 04
Auslastung CSB	[%]	100	58	54
Abwassertemperatur	[°C]	10,0	10,6	11,8
$t_{TS,aerob}$	[d]	8,0	8,3	7,8
TS_{BB}	[g/l]	3,50	1,96	2,00
ISV	[ml/g]	100	211	225
max. q_{SV} (bei Q_M)	[l/(m ² *h)]	600	707	770
Ablaufwerte				
NH ₄ -N	[mg/l]		0,97	0,10
NO ₃ -N	[mg/l]		6,40	6,50

In Tabelle 5 sind beispielhaft Betriebsergebnisse der Kläranlage Bottrop aus zwei Wintermonaten aufgetragen. Die Auslastung der Kläranlage betrug nur knapp 60. Damit konnte TS_{BB} auf 2 g/l abgesenkt werden. Die resultierende Schlammvolumenbeschickung der Nachklärbecken von 770 l/[m² *h] konnte ohne Schlammabtrieb bewältigt werden. Hierzu trägt sicherlich die Gestaltung als aufwärts durchströmte Becken mit gut verteilter Einleitung an der Beckensohle bei.

3 Woran arbeitet der Fachausschuss KA 6 der DWA?

Der Fachausschuss KA 6 (aerobe biologische Abwasserreinigung) der DWA (früher FA 2.6 der ATV) stellte fest, dass die in seinem Verantwortungsbereich erstellten Arbeits- und Merkblätter A 131, A 281, M 209, M 210 den Stand der Technik wiedergeben und dieser zur Zeit auch keiner Erweiterung bedarf. Damit kann die Regelwerksarbeit in diesem Bereich auf die Aktualisierung beschränkt

werden, zumal Erweiterungs- und Neubauaktivitäten für kommunale Kläranlage im deutschsprachigen Raum derzeit nur geringem Umfang stattfinden. Obwohl die Reinigungsleistung der biologischen Kläranlagen in der Regel als sehr hoch einzustufen ist und die Probleme des Gewässerschutzes mit sauerstoffzehrenden Substanzen weitgehend gelöst wurden, stehen vergleichsweise wenige Daten zum betrieblichen Verhalten und zur Leistungsfähigkeit biologischer Kläranlagen ausgewertet zur Verfügung. Zum Füllen dieser und anderer Erkenntnislücken beschloss der Fachausschuss KA 6 der DWA in Abstimmung mit dem Hauptausschuss Kläranlagen der DWA das Holzwickeder Programm.

Holzwickeder Programm
des DWA KA 6 für die Jahre 2007 - 2011

1. Sammlung und Auswertung von Betriebserfahrungen biologischer Kläranlagen
2. Neue biologische Abwasserreinigungsverfahren
3. Mikrobiologie bei der Separation des belebten Schlamm
4. Einfluss veränderter Belastungen auf die biologische Abwasserreinigung
5. Energetische Aspekte der biologischen Abwasserreinigung
6. Elimination von Mikroschadstoffen in biologischen Kläranlagen (zurückgestellt)
7. Erhöhte Mischwasserbehandlung in biologischen Kläranlagen

Die Belüftungs- und Umwälzungsenergie verursacht neben der Schlambeseitigung die wesentlichen Betriebskosten des Belebungsverfahrens. Eine eigene Arbeitsgruppe wird die Betriebserfahrungen hierzu sichten und auswerten.

Als maßgeblicher Parameter für das Funktionieren des Belebungsverfahrens bleiben die Absetzeigenschaften des belebten Schlamm erhalten, deren Beeinflussung weiter zu untersuchen ist.

Zur Hebung von Kostensenkungspotentialen werden der Energieeinsatz in der biologischen Abwasserreinigung und einige möglichst weitgehende Mischwasserbehandlung durch die biologische Kläranlage betrachtet.

Die Elimination von Spurenstoffen auf Kläranlagen im Rahmen der weitergehenden Reinigung wird derzeit vom KA 8 der DWA bearbeitet. Wenn sich hierbei herausstellt, dass keine ausreichenden Erkenntnisse zum Co-Metabolismus in der biologischen Hauptstufe von Kläranlagen vorliegen, wird der KA 6 übernehmen, diese Lücken zu verfolgen.

4 Fortentwicklung des A 131

Der Fachausschuss KA 6 (biologischen Abwasserbehandlung) wird die wesentlichen Ergebnisse seiner nächsten Arbeiten in Form von Arbeitsberichten veröffentlichen. Die Kernaussagen des A 131 werden hierdurch voraussichtlich nicht berührt werden.

Der Fachausschuss KA 5 (Absetzverfahren) führte zur Sammlung neuer Erkenntnisse aus dem Betrieb von Nachklärbecken ein Symposium durch, dessen Ergebnisse in Form von Arbeitsberichten ausgewertet wurden (DWA 2007).

An einem Arbeitsbericht über die Simulation des Absetzvorgangs wird derzeit gearbeitet. Es ist nicht zu erwarten, dass die Simulation in nächster Zukunft standardmäßig in der Bemessung angewendet werden kann.

Der Fachausschuss KA 5 untersucht, ob die Trennleistung von Nachklärbecken quantitativ beschrieben werden kann. Dann könnten Feststoffgehalte kleine 10 mg/l in Abhängigkeit von der Beckenbelastung und konstruktiven Gestaltung vorhergesagt werden. (Resch, 2007).

4.1 Übertragung auf andere DWA-Regelungen

In Abstimmung der künftigen Regelwerksarbeit wird zu prüfen sein, auf welche weiteren Verfahrenstechniken des Belebungsverfahrens der Bemessungsansatz nach A 131 übertragen werden kann.

Im Merkblatt M 210 wurde die Bemessung von SBR-Anlagen bereits auf die Basis des A 131 gestellt. Dabei wurde ein alternativer Ansatz für die Bemessung des Absetzvorgangs angewendet, der ausschließlich für nicht durchflossene Absetzbecken, d. h. Aufstauverfahren zulässig ist.

Für Membranbelebungsanlagen steht eine Abgleich mit dem A 131 noch aus. Hierbei ist zu beachten, dass durch den vollständigen Rückhalt der Feststoffe im System sich die Erfahrungswerte für Schlammproduktion und Anteil der aktiven Biomasse ändern werden. In Tabelle 6 ist modellhaft gezeigt, dass der normale Feststoffabtrieb aus einem Nachklärbecken zwischen 5 und 10 % des Überschussschlammanfalls beträgt.

Tabelle 6: Auswirkungen des Feststoffabtriebs auf das Schlammalter

Schlammalter	15 d
V	1000 m ³
TS	3 g/l
Tsab	10 mg/l
Q	1500 m ³ /d
TS-Fracht ÜS	200 kg/d
TS-Fracht ab	15 kg/d

4.2 Anwendbarkeit des Arbeitsblatts im Ausland

Die DWA arbeitet in der Regelwerkssetzung mit Partnerorganisationen im Ausland zusammen. Hierdurch sollen die Arbeitsmöglichkeiten für Ingenieure aus dem deutschsprachigen Raum, die das A 131 verwenden, erleichtert werden. Derzeit wird im Auftrag des Bundesforschungsministeriums der Bundesrepublik Deutschland (BMBF) ein Forschungsvorhaben abgewickelt, das Übertragung des deutschen Regelwerks in andere Klimazonen beinhaltet. Es ist geplant, die Ergebnisse in Form von Arbeitsberichten mit den Arbeits- und Merkblättern zu verbinden.

5 Fazit

Die vorgestellten Erkenntnisse und Beispiele zeigen, dass mit dem A 131 ein robustes Verfahren zur Verfügung steht, mit dem Belebungsbecken und Nachklärbecken bemessen werden können. Unschärfen bei der Belastungsermittlung, der Belastungsentwicklung und in der Absetzfähigkeit des belebten Schlammes führen zu wesentlich größeren Ungenauigkeiten als die Vereinfachungen des statischen Bemessungsansatzes. Eine Notwendigkeit, die Bemessung grundlegend umzustellen, wird derzeit nicht gesehen.

In ihren weiteren Arbeiten werden sich die DWA-Fachausschüsse KA 5 (Absetzverfahren) und KA 6 (Aerobe biologische Abwassereinigungsverfahren) mit der Leistungsfähigkeit der Verfahren, der Optimierung und der Ausrichtung auf zukünftige Anforderungen befassen.

6 Schrifttum

- ARA-BER (2006) : **AbwasserReinigungsAnlagen-BER**rechnungsprogramm ARA-BER 5.12, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V.
- DWA (2007a): Arbeitsbericht zum Novellierungsbedarf des Arbeitsblatts ATV-DVWK-A 131 für den Bereich Nachklärbecken. *KA – Abwasser, Abfall 2007 (54) Nr. 1, S. 54-58*
- DWA (2007b): Arbeitsbericht zu Betriebsempfehlungen bei Problemen mit Nachklärbecken von Belebungsanlagen – Teil 1: Problembedeutung und Betriebsbeobachtungen. *KA – Abwasser, Abfall 2007 (54) Nr. 9, S. 896-901*
- DWA (2007c): Arbeitsbericht zu Betriebsempfehlungen bei Problemen mit Nachklärbecken von Belebungsanlagen – Teil 2: Ursachen und Maßnahmen. *KA – Abwasser, Abfall 2007 (54) Nr. 11, S. 1136-1141*
- EU (1991): RICHTLINIE DES RATES vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG)
- Henze, M., Grady, C.P.L. Jr., Gujer, W., Marais, G.v.R., Matsuo, T.: Activated Sludge Model No. 1. *IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1*. London: IAWPRC (1987).
- Kayser, R. (Hrsg.) (1991): Design for Nitrogen Removal and Guarantees for Aeration. = *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig*, 50 E (155 S.)
- Resch, H. (2007): Ertüchtigung von Nachklärbecken. In: 35. Abwassertechnisches Seminar - Ertüchtigung von Kläranlagen= *Berichte aus Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München*, 18, H. 192, S. 139-160

Korrespondenz an:

Dr.-Ing. Burkhard Teichgräber

Emschergenossenschaft / Lippeverband
Kronprinzenstr. 24, D – 45128 Essen

Tel: +49 201 104 2208
Fax: +49 201 104 2800
E-Mail: teichgraeber.burkhard@eglv.de

Datenanalyse als Werkzeug der Betrieboptimierung

Stefan Lindtner, Gerald Sirlinger

Ingenieurbüro kaltesklareswasser

Abstract: Auf Abwasserreinigungsanlagen wird eine Fülle an Daten gesammelt und dokumentiert. Nur wenn diese Daten gezielt analysiert werden, kann daraus wertvolle Information für die Betriebsoptimierung aber auch für Erweiterungsplanungen gewonnen werden. Aufbauend auf die Erfahrungen aus der Datenanalyse von fast 100 bisher untersuchten Kläranlagen wird diskutiert, welche Faktoren bei der Datenanalyse von Kläranlagen besonders berücksichtigt werden müssen. Zusätzlich zeigt die Auswertung der Gesamtbetriebskosten sowie die detaillierte Betrachtung von sechs Hauptkostenarten der untersuchten Kläranlagen, untergliedert in vier Größengruppen, das Optimierungspotenzial für andere Kläranlagen auf.

Key Words: Abwasserreinigung, Betriebskosten, Benchmarking, Kennzahlen

1 Einleitung

Da der Neubau als auch die bauliche Anpassung der österreichischen Kläranlagen an den Stand der Technik weitgehend abgeschlossen sind, stehen der Betrieb und die Betriebsoptimierung im Mittelpunkt des Interesses.

Bei der Diskussion der Betriebsoptimierung wird zumeist ausschließlich auf Kostenaspekte eingegangen. Dies nicht zuletzt deshalb, da fast alle Kläranlagen in Österreich einen so hohen Standard aufweisen, dass die hohe Reinigungsleistung von Kläranlagen als selbstverständlich empfunden wird.

Betriebsoptimierung ist die Minimierung von Kosten bei gleichzeitiger Maximierung des Nutzens, also der Reinigungsleistung. Einfluss auf die Betriebskosten haben die Materialkosten, die Energiekosten, Personalkosten, die Kosten von Leistungen Dritter sowie die Reststoffentsorgungskosten. Auch die Beseitigung von Betriebsproblemen, wie beispielsweise die Bekämpfung von Blähschlamm ist eine Maßnahme der Betriebsoptimierung, worauf jedoch in diesem Beitrag nicht eingegangen wird.

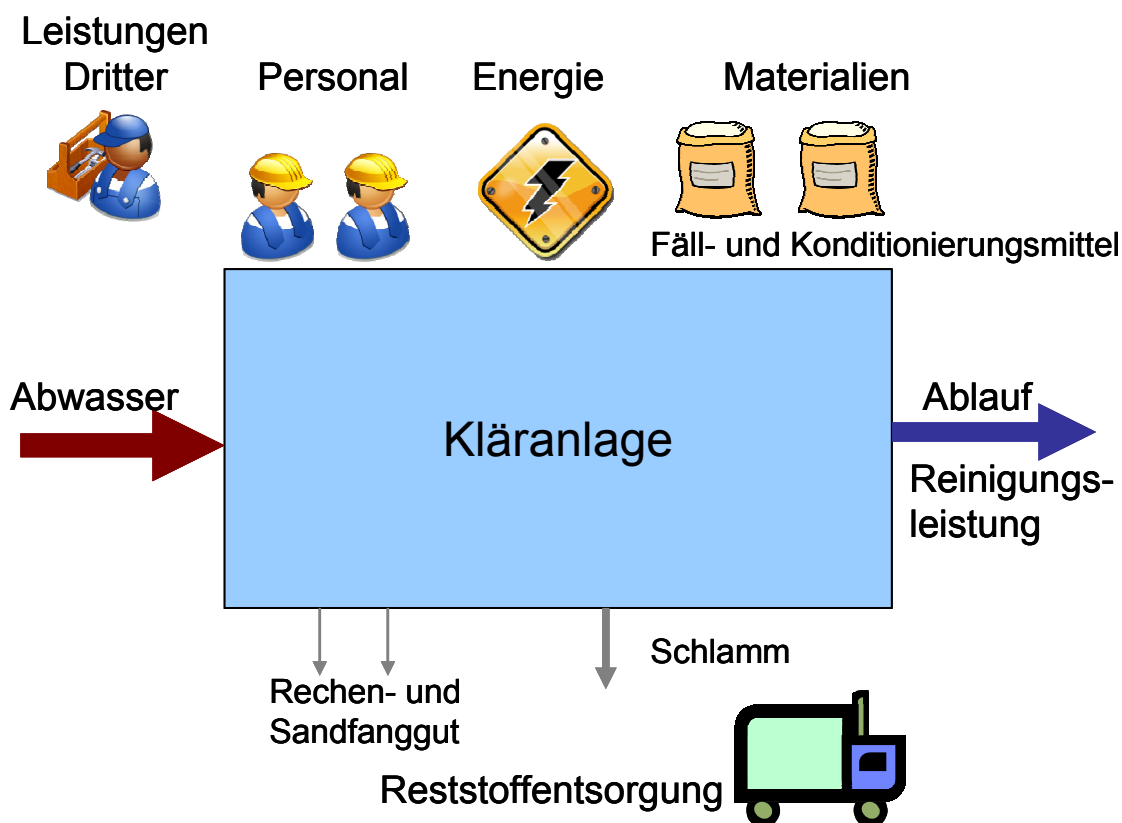


Abbildung 1: Faktoren der Betriebsoptimierung

Entgegen oft anders lautender Behauptung besteht jedoch kein Zusammenhang zwischen Reinigungsleistung und Betriebskosten. Abbildung 2 stellt ein Kosten-Nutzen-Diagramm dar, in dem die spezifischen Betriebskosten in Abhängigkeit vom Leistungskennwert eingetragen sind. Im Diagramm wurden Werte der Teilnehmer am Benchmarking-Forschungsprojekt (Untersuchungsjahr 1999) und der Teilnehmer der Benchmarking-Internetplattform (BM-IP) der vergangenen vier Jahre dargestellt, wobei die Betriebskosten auf das Jahr 2007 indiziert wurden.

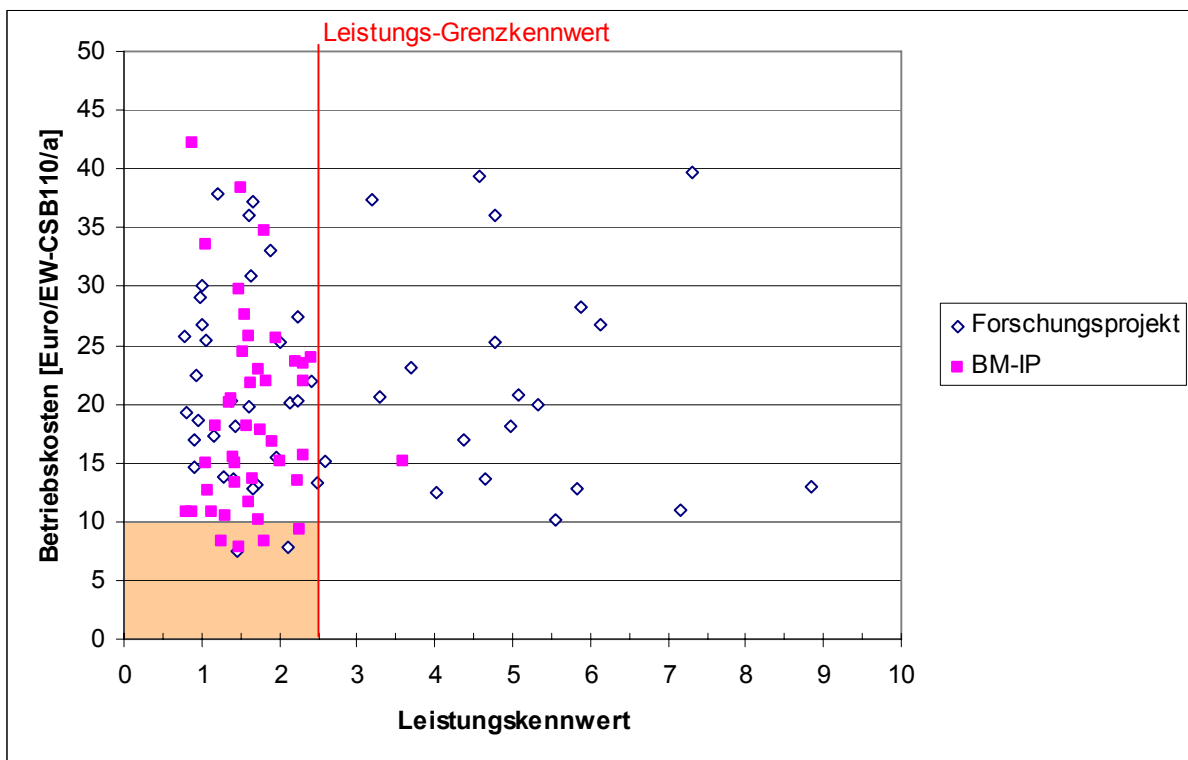


Abbildung 2: Spezifische Betriebskosten und Leistungskennwert

Der Leistungskennwert (= LW) ist eine quantitative Beurteilung der nach der Reinigung im Ablauf verbleibenden Gewässerbelastung (vergleiche ÖWAV 2000, Arbeitsbehelf Nr. 9). Je kleiner der Leistungskennwert, desto größer ist der Nutzen der eingesetzten Betriebskosten. Die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte ist nur bei einem Leistungskennwert von kleiner als 2,5 möglich, dieser Wert wird daher als Leistungs-Grenzkennwert bezeichnet.

Aus Abbildung 2 kann der sehr wesentliche Schluss gezogen werden, dass kein statistischer Zusammenhang zwischen den Betriebskosten und der Reinigungsleistung, d.h. dem Nutzen besteht. Diese Abbildung lässt den Schluss zu, dass mit steigender Reinigungsleistung die Kosten nicht ansteigen müssen beziehungsweise im Umkehrschluss erhöhte Betriebskosten nicht mit einer höheren Reinigungsleistung gerechtfertigt werden können.

Zusätzlich ist aus Abbildung 2 ersichtlich, dass im Unterschied zum Benchmarking-Forschungsprojekt mit dem Untersuchungsjahr 1999, abgesehen von einer noch nicht an den Stand der Technik angepassten Anlage, von allen Anlagen der Leistungskennwert von 2,5 unterschritten wird.

2 Datenanalyse einer Kläranlagen

In diesem Kapitel wird darauf eingegangen, was bei der Datenanalyse einer einzelnen Kläranlage zu berücksichtigen ist, welche Basisdaten erforderlich sind, wie eine Plausibilitätskontrolle der Daten durchgeführt werden kann und welche Kennzahlen in Bezug auf die Reinigungsleistung, beim Personal bzw. den Leistungen durch Dritte, der Energie, den Fäll- und Konditionierungsmittel sowie bei der Reststoffentsorgung von Interesse sind.

2.1 Erforderliche Basisdaten für die Betriebsoptimierung

In Abbildung 3 sind am Beispiel einer Kläranlage mit Vorklärung, Biologie und Schlammfäulung, inklusive Faulgasnutzung in einem BHKW, die Input- und Outputgüterflüsse der Prozesse einer Kläranlage dargestellt. Mit Hilfe dieser Abbildung soll gezeigt werden, welche technischen Grundzahlen erhoben werden müssen, um die Güterströme einer Kläranlage beschreiben zu können. Die Input- und Outputgüter eines Prozesses sind in einer Spalte angeordnet, wobei Inputgüter oberhalb der dicken Linie, Outputgüter der Prozesse unterhalb dieser Linie angeordnet sind. Inputgüter eines Prozesses können entweder Inputgüter der Kläranlage oder Outputgut eines anderen Prozesses sein. Inputgüter des Gesamtsystems Kläranlage sind oberhalb der ersten gestrichelten Linie dargestellt, Outputgüter der Kläranlage unterhalb der zweiten gestrichelten Linie. Verlässt ein Outputgut eines Prozesses nicht die Kläranlage, so ist dies durch einen waagrechten Pfeil in jener Spalte des Prozesses dargestellt, für den dieses Gut einen Input darstellt. Am Beispiel des Prozesses MÜSE/Eindicker kann aus der Abbildung 3 abgeleitet werden, dass Fremdschlamm, Konditionierungsmittel und elektrische Energie die Inputgüter sowohl für die Kläranlage als auch für den Prozess darstellen. Überschussschlamm als Output der biologischen Abwasserreinigung ist ebenfalls ein Inputgut des Prozesses MÜSE/Eindicker. Als Outputgüter sind eingedickter Überschussschlamm und Trübwässer zu nennen, die jeweils Inputgut eines anderen Prozesses sind. Direkte Outputgüter der Kläranlage aus dem Prozess MÜSE/Eindicker gibt es nicht.

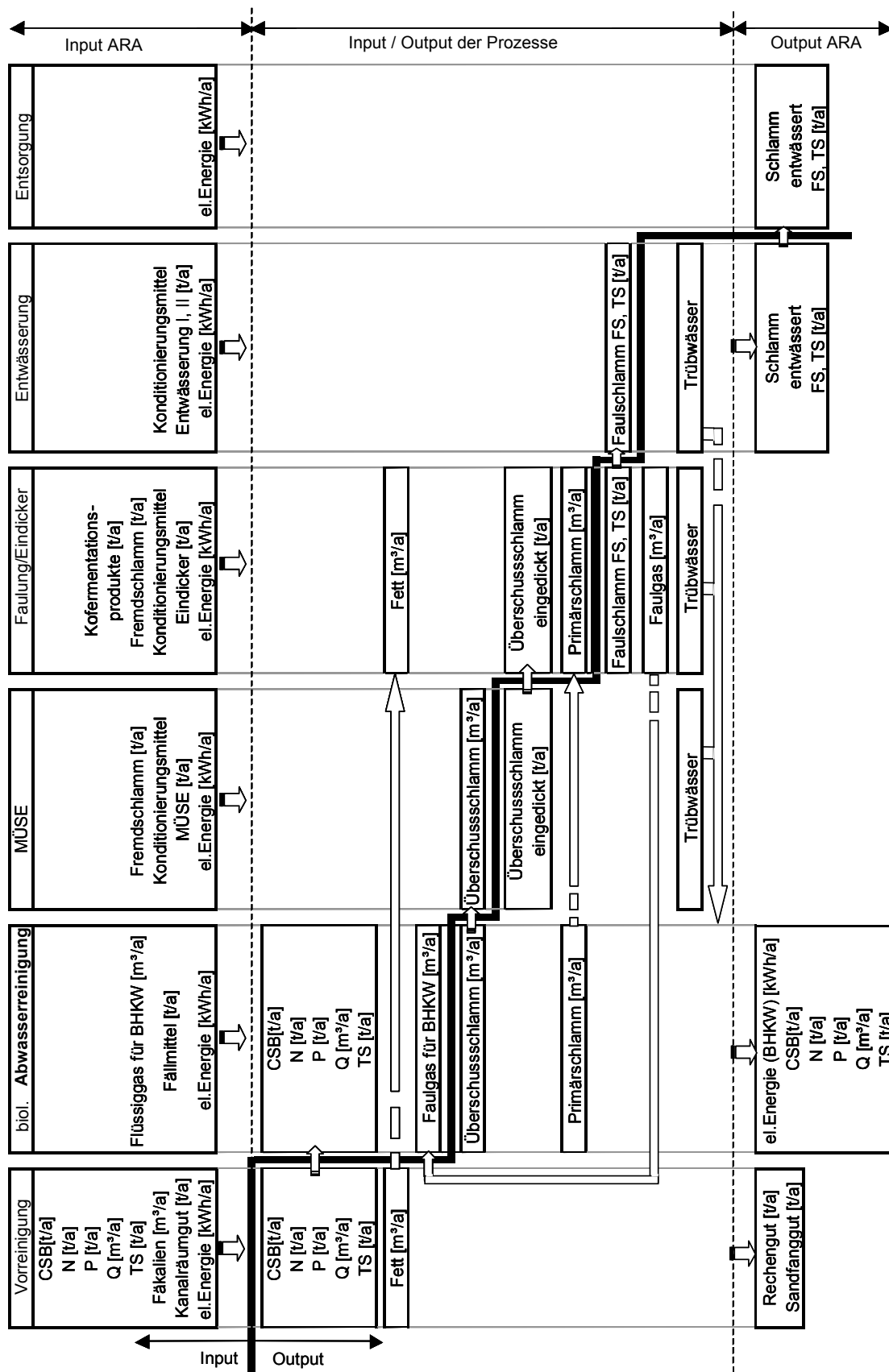


Abbildung 3: Input- und Outputgüter am Beispiel einer Kläranlage mit Schlammfäulung

2.2 Plausibilitätsprüfung

Das Ziel der Plausibilitätsprüfung ist die Unterscheidung von Messfehlern und richtigen Messwerten, welche für die Betriebsoptimierung wertvolle Information enthalten. Plausible Messwerte sind Voraussetzung für eine ordnungsgemäße Grenzwertüberwachung, für eine vorausschauende Betriebsführung zur gesicherten Grenzwerteinhaltung, aber auch für die gezielte Energie- und Ressourceneinsparung.

Die Plausibilitätsprüfung reicht vom kritischen Hinterfragen der täglichen Routine über den Vergleich von Mess- und Erfahrungswerten bis hin zur Plausibilitätsprüfung mittels Bilanzierung. Der Vergleich von Mess- und Erfahrungswerten wird auf vielen Kläranlagen vorgenommen indem Zu- und Ablaufkonzentrationen hinterfragt werden, typische Verhältniszahlen gebildet werden und auch indem einfache statistische Auswertungen (Mittelwerte, Maximalwerte, Ausreißer, etc.) durchgeführt werden. Auf sehr wenigen Kläranlagen wird eine Plausibilitätsprüfung mittels Massenbilanzen durchgeführt, was z.B. bei der CSB-Bilanz auf die Komplexität der Zusammenhänge zurückgeführt werden kann. Die einfachste Art der Bilanzierung, und auch diese wird erfahrungsgemäß nur selten durchgeführt, ist die Stoffstromanalyse der Trockensubstanzen (TS).

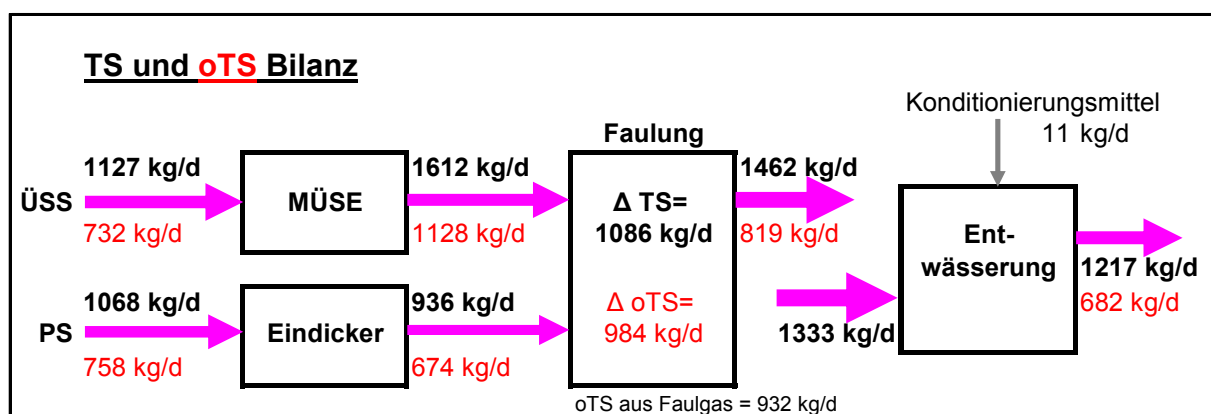


Abbildung 4: Beispiel einer TS bzw. oTS-Bilanz

In Abbildung 4 ist die TS und oTS-Bilanz einer Beispielanlage grafisch dargestellt. Die TS- und oTS-Fracht sollte im Zu- und Ablauf des Eindickers, der MÜSE und der Entwässerung gleich sein. In der Faulung wird die TS um jenen oTS-Anteil verringert, der in Faulgas umgesetzt wird. Dies bedeutet, dass die Differenzen der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz

zwischen Zu- und Ablauf der Faulung gleich hoch sein sollten. Zudem muss diese Differenz mit dem produzierten Methangas korrespondieren, wobei die oTS-Fracht in kg/d des Faulgases näherungsweise durch Multiplikation der Methangasmenge in m³/d mit dem Faktor 2 berechnet werden kann. Wie aus Abbildung 4 abgeleitet werden kann, ergibt sich eine größere Differenz zwischen Zu- und Ablauf der MÜSE. Da die abgebaute oTS-Fracht in der Faulung sehr gut mit der aus dem Faulgas berechneten übereinstimmt, liegt der Schluss nahe, dass die Überschussschlammmenge oder die TS des Überschussschlammes unterbestimmt werden.

Der Aufwand für die Datenerfassung (Onlineanalytik und Labor) ist ein wesentlicher Kostenfaktor beim Betrieb von Kläranlagen. Die dabei gewonnenen Daten können jedoch nur dann zu wertvoller und belastbarer Information werden, wenn man sie im Vorfeld einer Plausibilitätskontrolle unterzieht.

2.3 Analyse der Reinigungsleistung

Die Wirkungsgrade und Ablaufkonzentrationen von CSB, BSB₅, Stickstoff und Phosphor sowie der bereits ausführlich beschriebene Leistungskennwert charakterisieren die Reinigungsleistung der Gesamtanlage. Durch die berücksichtigten Parameter und deren Gewichtung ist der Leistungskennwert ein Maß für die gewässerbeeinflussenden Faktoren: Sauerstoffzehrungspotenzial, Eutrophierungspotenzial, Fischtoxizität, hygienische Aspekte und organische Restverschmutzung.

2.4 Analyse des Personaleinsatzes und der Leistungen durch Dritte

Wie in Kapitel 3 gezeigt wird, sind das Personal und die Leistungen durch Dritte für rund die Hälfte der Betriebskosten verantwortlich.

Der Personalbedarf einer Kläranlage hängt einerseits von der Kläranlagengröße und andererseits von den baulichen Gegebenheiten ab. Der Personalbedarf kann nicht losgelöst von den technischen Gegebenheiten gesehen werden bzw. spielen bei der Analyse des Personalbedarfs bauliche Besonderheiten,

Organisationsform und Betriebsstrategie eine wesentliche Rolle. Unter Organisationsform wird hier verstanden, wie das Betriebspersonal organisiert ist, wer für welche Anlagenteile zuständig ist und dergleichen mehr. Unter Betriebsstrategie wird die strategische Ausrichtung bei der Aufgabenerfüllung verstanden. So beispielsweise die Frage, ob Reparaturen und Instandsetzungen weitgehend mit Eigenpersonal durchgeführt werden, oder ob in diesem Falle Leistungen von Dritten in Anspruch genommen werden.

Der Personalbedarf für einzelne Anlagenteile kann anhand des Merkblattes ATV-M 271 „Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen“ berechnet werden. Für einen Vergleich des tatsächlichen Aufwandes der zu analysierenden Anlage mit jenem gemäß Regelblatt, muss eine Stundenaufzeichnung zumindest auf Basis der interessierten Anlagenteile vorgenommen werden.

Die Beurteilung der Personalsituation und das Abschätzen ob hier Einsparungspotenzial gegeben ist zählen sicher zu den sensibelsten Aufgaben der Betriebsoptimierung. Wie bereits dargestellt, greift ein reines „Köpfe zählen“ auf alle Fälle zu kurz. Nur eine mehrjährige Beurteilung, welche Leistungen vom Betriebspersonal erbracht werden und was mit Leistungen durch Dritte abgedeckt wird, erlaubt eine seriöse Aussage. Zusätzlich muss beim Vergleich von Personalkosten darauf Rücksicht genommen werden, dass die Personalkosten von der zufließenden Schmutzfracht weitgehend unabhängig sind. Werden also schmutzfrachtspezifische Personalkosten (Euro/EW-CSB110) von Anlagen gleicher Ausbaugröße miteinander verglichen, so sind dieser sehr stark von der mittleren Belastung beeinflusst. Zusätzlich erschwert wird der Vergleich der Personalkosten durch unterschiedliche Alters- und damit Verdienststrukturen der Unternehmen.

Um den Personalsituation und Leistungen möglichst objektiv beurteilen zu können müssen folgende Punkte beachtet werden:

- Die Stunden müssen nicht nur für einzelne Prozesse bzw. Anlagenteile getrennt erfasst werden, sondern zusätzlich separat den Aufwand für laufenden Betrieb und den Reparaturaufwand dokumentieren. Ebenso sollten Leistungen durch Dritten getrennt nach Aufwand für den laufenden Betrieb und Reparaturaufwand erfasst werden.

- Personalkosten dürfen nur in Zusammenhang mit den Kosten für Leistungen durch Dritte beurteilt werden. Personalkosten und Kosten für Leistungen durch Dritte sollten nicht nur auf die Schmutzfracht, sondern auch auf die Ausbaugröße, bezogen werden.
- Für die Beurteilung der Alters- und Verdienststruktur kann die Berechnung eines Stundensatzes hilfreich sein, indem man die Gesamtpersonalkosten der Kläranlage durch die für die ARA geleisteten Stunden dividiert. Als Mittelwert aller in den letzten vier Jahren am Benchmarking teilgenommen Anlagen können hier 27 Euro/Stunde genannt werden.

2.5 Analyse des Energieverbrauches

Der Energieverbrauch und damit die Energiekosten, die für 16 Prozent der gesamten Betriebskosten verantwortlich sind (vergleiche Kapitel 3), sind nicht nur von monetärem Interesse, sondern auch im Zusammenhang mit der Reduktion von Treibhausgasen. Auch der Fördergeber trägt dem Rechnung und weist in den Förderungsrichtlinien 1999 in der Fassung 2006 *Kosten für Errichtungen zur Verwertung und Nutzung von erneuerbarer Energie sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Effizienz und Wirtschaftlichkeit von siedlungswasserbaulichen Anlagen als förderbare Kosten aus (§3 Abs. 1 Ziffern 9 und 17a)*. Entsprechende Förderansuchen müssen jedoch vom Förderwerber auf Grundlage eines Energiekonzeptes für die Gesamtanlage dargestellt werden.

Bei der Analyse des Energieverbrauches kann die Erstellung einer Energiebilanz, sowohl für die elektrische als auch die thermische Energie, ein zentrales Element darstellen. Der Energiebereitstellung, sowohl von elektrischer als auch thermischer Energie, stehen die Verbraucher gegenüber. Da sowohl der zugekaufte als auch der auf der Anlage erzeugte elektrische Strom messtechnisch erfasst werden, ist die bereitgestellte und damit auch verbrauchte elektrische Energie bekannt. Thermische Energie ist auf Kläranlagen mit Faulung zumeist ausreichend vorhanden, sodass die verwertbare thermische Energie nur abgeschätzt werden kann. Der elektrische Energieverbrauch der einzelnen Verbraucher wird zum Teil bereits messtechnisch erfasst. Dort wo dies nicht der Fall ist, kann mithilfe der Anschlusswerte, der beförderten

Wassermenge, gemessener oder geschätzter elektrischer Leistung, der Laufzeit und anderer auf der Kläranlage bekannten Größen der elektrische Verbrauch mehr oder weniger genau abgeschätzt werden. Hilfreich für die Untergliederung des Stromverbrauches auf Einzelverbraucher ist es, eine Verbrauchermatrix der wesentlichsten elektrischen Energieverbraucher anzulegen. Der thermische Verbrauch von einzelnen Aggregaten einer Kläranlage wird in der Regel nicht messtechnisch erfasst. Mithilfe von Kennzahlen und physikalischen Größen kann jedoch der Wärmebedarf für die beheizte Faulung, die Gebäudeheizung udgl. ausreichend genau abgeschätzt werden.

2.5.1 Energiebereitstellung

Auf Abwasserreinigungsanlagen wird Energie in Form von elektrischer und thermischer Energie benötigt. Die benötigte Energie wird vorwiegend vom Elektrizitätsversorgungsunternehmen (EVU) zugekauft oder aus Heizöl, Erdgas, Flüssiggas und Faulgas gewonnen. Auf manchen Kläranlagen kommen auch alternative Energieformen wie Photovoltaik, Windräder udgl. zum Einsatz. Von allen genannten Energieträgern ist der Energieinhalt bekannt (vergleiche Tabelle 1), womit deren Menge Auskunft über die maximal verfügbare Energie gibt.

Tabelle 1: Energiequellen und erzeugte/verwertbare elektrische bzw. thermische Energie

Energiequellen	Menge	Energieinhalt	verwertbare elektrische Energie	verwertbare thermische Energie
Faulgas gesamt	m³/d	kWh/d	kWh/d	kWh/d
Faulgas BHKW	Energieinhalt: 10 kWh/m ³ Methangas	m ³ /d	kWh/d	kWh/d
Faulgas Heizung	Methangas = Faulgas	m ³ /d		kWh/d
Faulgas Fackel	minus CO ₂ -Anteil	m ³ /d		
Erdgas gesamt	m³/d	kWh/d	kWh/d	kWh/d
Erdgas BHKW	Energieinhalt: 9,5-10,28 kWh/m ³	m ³ /d	kWh/d	kWh/d
Erdgas Heizung		m ³ /d		kWh/d
Flüssiggas gesamt	kg/d	kWh/d	kWh/d	kWh/d
Flüssiggas BHKW	Energieinhalt: 12,8 kWh/kg	kg/d	kWh/d	kWh/d
Flüssiggas Heizung		kg/d		kWh/d
Heizöl		l/d		kWh/d
Andere Energieträger 1	Energieinhalt: Heizöl extraleicht: 10 kWh/l	?/d	kWh/d	kWh/d
Andere Energieträger 2	Heizöl leicht: 10,5 kWh/l	?/d	kWh/d	kWh/d
Summe elektrische bzw. thermische Energie auf ARA erzeugt			kWh/d	kWh/d
Elektrische Energie vom EVU zugekauft			kWh/d	
Energie ans EVU bzw. Fernwärme geliefert			kWh/d	kWh/d
Energiebereitstellung ARA			kWh/d	kWh/d

Der Energieinhalt der Energieträger wird mithilfe eines Blockheizkraftwerkes (BHKW) in verwertbare elektrische und thermische Energie umgewandelt. Aus der Summe an erzeugter elektrischer Energie und zugekaufter elektrischer Energie, abzüglich der ans EVU gelieferten elektrischen Energie, resultiert die

auf der Kläranlage verbrauchte elektrische Energie. Da die mittels BHKW erzeugte elektrische Energie zumeist messtechnisch erfasst wird, lässt sich die bereitgestellte elektrische Energie berechnen.

Die auf der Kläranlage verwertbare thermische Energie kann vom BHKW und/oder einem Heizkessel stammen. Sind die thermischen Wirkungsgrade von BHKW und/oder Heizkessel bekannt, so kann auch die bereitgestellte thermische Energie sehr einfach berechnet werden. Sind die Wirkungsgrade nicht bekannt, so muss mit thermischen Verlusten zwischen 10 und 20 Prozent gerechnet werden. Die verwertbare thermische Energie kann demnach aus dem berechneten Energieinhalt, abzüglich verwertbarer elektrischer Energie und abzüglich von Umwandlungsverlusten, berechnet werden.

Um einen Einblick über Art und Menge der eingesetzten Energieträger zu bekommen, werden in Tabelle 1 die verschiedenen Energiequellen und die daraus erzeugte bzw. verwertbare elektrische & thermische Energie zusammengefasst.

2.5.2 Elektrischer Energieverbrauch

Energieverbraucher können in thermische und elektrische Energieverbraucher untergliedert werden. Da Wärme auf Kläranlagen mit Faulung zumeist im Überschuss vorhanden ist und Kläranlagen ohne Faulung zumeist einen geringen Wärmebedarf aufweisen, liegt der Schwerpunkt der Energieverbraucher bei den elektrischen Energieverbrauchern. Nur wenn man die Energieverbraucher kennt, kann der Energieverbrauch einer Kläranlage optimiert werden. Ziel muss es sein, den elektrischen Energieverbrauch der, in Tabelle 2 zusammengefassten, Verbrauchergruppen feststellen zu können.

Wird der elektrische Energieverbrauch dieser Verbrauchergruppen nicht messtechnisch erfasst, wird die Erstellung einer Matrix der elektrischen Energieverbraucher empfohlen.

Tabelle 2: Elektrische Energieverbraucher einer Kläranlage

1) Zulaufpumpwerk und mechanische Vorreinigung	kWh/d
1.1 Zulaufpumpwerk	kWh/d
1.2 Rechen	kWh/d
1.3 Sand- u. Fettfang	kWh/d
2) Mechanisch-biologische Abwasserreinigung	kWh/d
2.1 Belüftung	kWh/d
2.2 Rührwerk	kWh/d
2.3 RS-Pumpen	kWh/d
2.4 Sonstiges (VKB, NKB,...)	kWh/d
3) MÜSE und stat. Eindicker	kWh/d
4) Faulung	kWh/d
5) Schlammwässerung	kWh/d
6) Infrastruktur	kWh/d
6.1 Heizung	kWh/d
6.2 sonstige Infrastruktur	kWh/d
Kläranlage gesamt	kWh/d

Alternativ zur Messung der genannten Verbrauchergruppen kann der Energieverbrauch aus der aufgenommenen elektrischen Leistung und der Laufzeit des jeweiligen Aggregates berechnet werden. Ist auch die aufgenommene elektrische Leistung nicht bekannt, kann diese bei Aggregaten, deren Leistungsaufnahme sich mit der Zeit nicht ändert, durch eine Messung mittels Strommesszange erfasst werden. Als ganz grobe Abschätzung des zu erwartenden Energieverbrauches kann die elektrische Anschlussleistung der Aggregate und ein abgeschätzter Prozentsatz der davon aufgenommenen Leistung herangezogen werden.

Bei Pump- und Hebewerken kann zusätzlich auch aus der gehobenen Wasser- bzw. Schlammmenge und der Förderhöhe auf die erforderliche elektrische Energie geschlossen werden. Dem liegt die physikalische Tatsache zugrunde, dass mit einer Kilowattstunde ein Kubikmeter Wasser 367 Meter hoch gehoben werden kann. Geht man bei Schneckenpumpen von einem Wirkungsgrad zwischen 40 und 60 % aus und bei Kreiselpumpen von einem Wirkungsgrad zwischen 30 und 80 %, so kann die erforderliche elektrische Energie der Pump- und Hebewerke wie folgt abgeschätzt werden:

$$\text{Energieverbrauch Pumpe}[\text{kWh/d}] = \frac{\text{Förderhöhe}[\text{m}] * \text{Fördermenge}[\text{m}^3/\text{d}]}{367[\text{m/kWh/m}^3] * \text{Wirkungsgrad der Pumpe}[-]}$$

Dies gilt nicht für den Energieverbrauch von Excenterschneckenpumpen (=Monopumpen), die für die Förderung von bereits eingedicktem Schlamm (Beschickung von Faulturm, Entwässerungsmaschinen udgl.) zum Einsatz kommen.

2.5.3 Thermischer Energieverbrauch

Da auf Kläranlagen mit Faulung Wärme zumeist im Überschuss vorhanden ist, spielt die Einsparung von thermischer Energie eine untergeordnete Rolle. Wird bei Kläranlagen die thermische Energie aus extern zugekauften Energieträgern abgedeckt, hat die Optimierung des Wärmebedarfs höhere Priorität.

Bei Kläranlagen mit Schlammfäulung wird die Wärme vor allem als Prozesswärme für die Erwärmung des Faulschlammes und Faulbehälterheizung benötigt. Zusätzlich wird Wärme für das Heizen von Betriebsgebäuden benötigt. Der Wärmebedarf für Betriebsgebäude kann vor allem dann besonders hoch sein, wenn Anlagenteile vollständig umhaust sind und diese Räume bei hoher Luftwechselzahl zumindest temperiert werden müssen.

Ziel muss es sein, den thermischen Energieverbrauch der in Tabelle 3 zusammengefassten Verbraucher abschätzen zu können.

Tabelle 3: Thermischer Energieverbraucher einer Kläranlage

Schlammaufheizung (Q_s)	kWh/d
Transmissionsverluste, Faulbehälterbeheizung (Q_T)	kWh/d
Erzeugungs-, Speicher- und Verteilungsverluste (Q_V)	kWh/d
Wärmemenge für Gebäude ($Q_{\text{Gebäude}}$)	kWh/d
Wärmemenge für Zuluftgeräte (Q_{Zuluft})	kWh/d
Kläranlage gesamt	kWh/d

2.6 Analyse der Fäll- und Konditionierungsmittel

Die Fäll- und Konditionierungsmittel werden kostenrechnerisch zu den Material- und Stoffkosten gezählt, welche für rund 10 Prozent der Betriebskosten verantwortlich sind. Bei Anlagen mit Faulung, welche üblicherweise auch über eine MÜSE verfügen, machen die Fällmittelkosten etwa 30 bis 40 Prozent der gesamten Material- und Stoffkosten aus.

Für die Optimierung des Fällmitteleinsatzes müssen zwei Faktoren berücksichtigt werden:

1. Fällmitteleinsatz
2. Spezifische Fällmittelkosten in Euro je mol Wirksubstanz

Der erforderliche Fällmitteleinsatz kann mittels β -Wertes kontrolliert werden, wobei β -Werte zwischen 1,0 und 1,5 bei geforderten Phosphorablaufkonzentrationen von 1 mg/l als Normalwerte angesehen werden können. Bei geforderten Phosphorablaufkonzentrationen von $\leq 0,5$ mg/l können β -Werte von 2 bis 2,5 als Richtwerte angegeben werden. β -Werte < 1 deuten auf vermehrte Bio-P hin.

Eine nachhaltige Kostenoptimierung des Fällmittels muss bei der Errechnung der erforderlichen Fällmittelmenge mittels β -Wert ansetzen. Erst dann sind Preisverhandlungen bezüglich Fällmittelkosten in Bezug auf die Kostenoptimierung sinnvoll. Für den Vergleich von Fällmittelkosten muss neben den Kosten des Mittels auch die Wirksubstanz je Kilogramm Fällmittel bekannt sein.

Betrachtet man die Fällmittelkosten und die Phosphorablaufwerte (siehe Lindtner 2006), so ist kein Zusammenhang von erreichtem Ablaufwert und den Kosten festzustellen. D.h. die Unterschiede in den Fällmittelpreisen (Euro je mol Wirksubstanz) haben einen stärkeren Einfluss als die Unterschiede der eingesetzten Fällmittelmengen.

Unter Konditionierungsmitteln werden hier Flockungshilfsmittel für die MÜSE und die Schlammwässerung verstanden. Während sich die Beurteilung des Konditionierungsmittels der MÜSE auf den spezifischen Konditionierungsmittelbedarf und die spez. Konditionierungsmittelkosten beschränkt, spielt bei

der Schlammmentwässerung auch die Entsorgungsstrategie eine entscheidende Rolle.

Als Konditionierungsmittel für die MÜSE wird entweder flüssiges Polymer mit 50%iger Wirksubstanz oder festes Polymer mit 100%iger Wirksubstanz eingesetzt. Für die Beurteilung des Konditionierungsmittelbedarfes wird ein spezifischer Konditionierungsmittelbedarf, also die benötigte Menge an Wirksubstanz (WS) je Tonne Trockensubstanz die die MÜSE verlässt in kgWS/t TS-MÜSEab berechnet. Übliche Werte hierfür liegen zwischen 2 und 4 kg WS/t TS-MÜSEab . Die Konditionierungsmittelkosten für flüssiges Polymer liegen bei durchschnittlich 2.500 Euro/t, also 5.000 Euro/t WS, für festes Polymer um die 3.000 Euro/t.

Die Konditionierungsmittel für die Entwässerung müssen in Zusammenhang mit der Art der Schlammmentwässerung und der Schlammmentsorgung gesehen werden. Auf Kläranlagen mit landwirtschaftlicher Schlammverwertung wird zumeist Kalk und Eisen zugegeben, wohingegen auf vielen Anlagen ausschließlich mit Polymer entwässert wird. Die Angabe einer technischen Kennzahl wie bei der MÜSE ist aufgrund der Vielzahl an Kombinationsmöglichkeiten nicht sinnvoll. Auch die Angabe von spezifischen Konditionierungsmittelkosten je Tonne entwässertem Schlamm ist aufgrund der Tatsache, dass bei einer Entwässerung mit Kalk zum Teil beträchtliche Mengen an TS zugegeben werden zielführend. Für Anlagen mit Faulung wurde daher für die Berechnung von spezifischen Kosten die Menge an TS-Faulschlamm als Bezugsgröße angeregt, da diese auf alle Fälle entsorgt werden muss. Als grobe Richtwerte können für die Entwässerung und Entsorgung des stabilisierten Schlammes Kosten zwischen 200 und 400 Euro je Tonne TS-Faulschlamm angegeben werden. Bezieht man nur die Konditionierungsmittelkosten auf die Tonne TS-Faulschlamm, so muss man mit Kosten zwischen 30 und 60 Euro je Tonne TS-Faulschlamm rechnen.

2.7 Analyse der Reststoffentsorgung

Unter Reststoffentsorgung fallen sowohl die Entsorgung von Rechen- und Sandfanggut als auch die Klärschlammmentsorgung, wobei diese in Bezug auf die

Kosten dominiert. Bei den Reststoffkosten sind jeweils der Anfall und die Kosten je Tonne Entsorgung von Interesse.

Der Rechen- und Sandfanggut anfall kann in Kilogramm je Einwohnerwert ausgedrückt werden wobei hier beim Rechengut Werte zwischen 0,7 und 2,5 kg/EW-CSB110/a üblich sind und beim Sandfanggut mit 0,2 bis 0,8 kg/EW-CSB110/a zu rechnen ist. Auffällig ist, dass bei großen Kläranlagen der spezifische Anfall je EW-CSB110 geringer ist, was mit einem tendenziell höheren Anteil an Industrie und Gewerbe erklärt werden kann. Die Rechengutentsorgungskosten liegen zwischen 150 und 225 Euro je Tonne, wobei hier starke Regionale Unterschiede festzustellen sind. Das Sandfanggut kann bei den meisten Kläranlagen kostenlos entsorgt werden oder wird gemeinsam mit dem Rechengut entsorgt.

Beim Klärschlamm schwanken sowohl der Anfall als auch der Entsorgungspreis recht deutlich. Pro Einwohner fallen zwischen 30 g (=25%Wert) und 50 g (=75%Wert) an Trockensubstanz je Tag an womit die Klärschlamm Entsorgungskosten bei sonst gleichen Bedingungen aufgrund der anfallenden Menge um den Faktor 1,7 schwanken. Da die organische Trockensubstanz nach der Faulung nur zwischen 20g (=25%Wert) und 26 g (=75%Wert) je Einwohner streut, kann man davon ausgehen, dass die starke Schwankung des Klärschlamm anfalles vor allem im anorganischen Anteil des Klärschlammes begründet liegt.

Noch stärker als der Klärschlamm anfall streuen die Schlamm Entsorgungskosten. In Tabelle 4 sind von allen Teilnehmern am Benchmarking der Jahre 2003, 2004 und 2005 die Klärschlamm Entsorgungspreise, nach Art der Entsorgung gruppiert, zusammengefasst. In Summe wurden für die fünf dargestellten Entsorgungsarten 40 Preise angegeben wobei Mehrfachnennungen einer Anlage möglich sind. Unabhängig von der Entsorgungsart schwanken die Entsorgungskosten um den Faktor 2 zwischen 30 Euro/t (25%Wert) und 60 Euro/t (75%Wert) um einen Median von 45 Euro/t.

Tabelle 4: Entsorgungskosten je Entsorgungsart

	Entsorger	Landwirtschaft	Kompostierung	Landschaftsbau	Verbrennung	Alle
Anzahl	12	12	11	2	3	40
Median	46 Euro/t	29 Euro/t	60 Euro/t	23 Euro/t	84 Euro/t	45 Euro/t

3 Datenanalyse von mehreren Kläranlagen und Orientierung am Besten (=Benchmarking)

In diesem Kapitel wird das Ergebnis der Datenanalyse von mehreren Kläranlagen gezeigt. Erst die Orientierung an der Vergleichsgruppe zeigt ob und in welchen Bereichen Betriebsoptimierungen möglich sind.

Es werden die indexierten Betriebskosten von 94 untersuchten Kläranlagen der Geschäftsjahre 1999, 2003, 2004 und 2005 dargestellt. Bei Kläranlagen welche in mehreren Jahren teilnahmen wurde der Mittelwert der untersuchten Jahre gebildet.

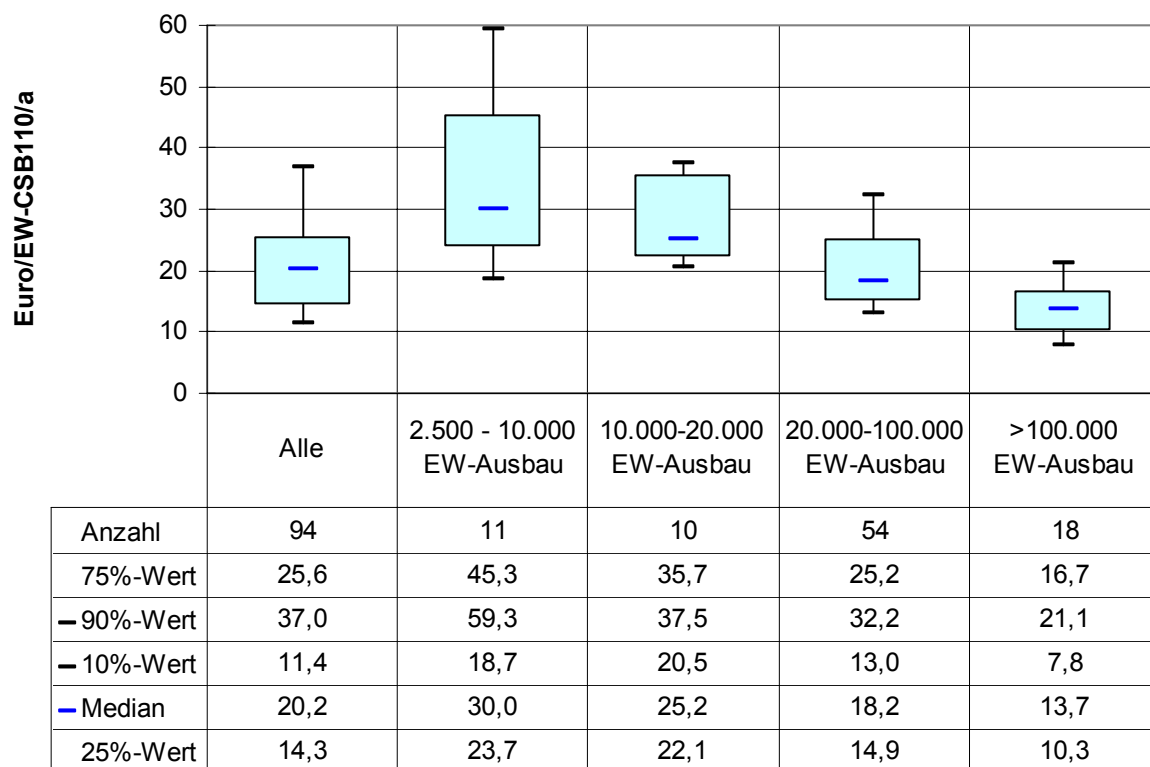


Abbildung 5: Betriebskosten der untersuchten Kläranlagen je Gruppe

Das Ergebnis in Abbildung 5 zeigt, dass sowohl die spezifischen Kosten als auch die Streuung mit zunehmender Kläranlagengröße abnimmt. Anlagen mit einer Kapazität zwischen 2.500 und 10.000 EW-Ausbau weisen einen Median von 30 Euro/EW-CSB110/a auf, wohingegen Anlagen mit einer Kapazität

> 100.000 EW-Ausbau einen Median von rund 14 Euro/EW-CSB110/a aufweisen. Ausdrücklich darauf hingewiesen wird, dass bei den hier dargestellten Betriebskosten auch anteilige Kosten von Geschäftsführung, Sekretariat und Buchhaltung inkludiert sind.

Wie bereits dargestellt, können folgende Hauptkostenarten den Erfordernissen für einen Vergleich von Abwasserreinigungsanlagen Rechnung tragen:

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

Die kostenrelevanteste Kostenart sind die Personalkosten mit 40 bis 50 Prozent der Gesamtkosten. Je kleiner eine Kläranlage, umso dominanter werden die Personalkosten. Die Energie-, Reststoff- und Materialkosten sind im Bezug auf die Kostenrelevanz an zweiter, dritter und vierter Stelle zu finden. Mit zunehmender Anlagengröße steigt die Relevanz der Reststoffkosten. Bei kleineren Anlagen sind aufgrund der größeren Anzahl an simultan-aerob-stabilisierenden Anlagen die Energiekosten, sozusagen systemimmanent, relevanter. Im Unterschied zu Anlagen < 100.000 EW-Ausbau sind die Material- und Stoffkosten bei Anlagen > 100.000 EW-Ausbau kostenrelevanter als die Energiekosten.

Kosten für Leistungen durch Dritte sowie sonstige Kosten machen weniger als 10 Prozent der Gesamtbetriebskosten aus, wenn man von den Materialkosten von Anlagen > 100.000 EW-Ausbau absieht.

Tabelle 5: Prozentuelle Verteilung der Kostenarten nach EW-Ausbau gruppiert

	Materialkosten	Personalkosten	Leistungen durch Dritte	Sonstige	Reststoffentsorgung	Energie
Alle 94 ARAs	11%	45%	8%	6%	15%	16%
2.500-10.000 EW-Ausbau	7%	49%	7%	7%	14%	15%
10.000-20.000 EW-Ausbau	10%	45%	7%	5%	13%	20%
20.000-100.000 EW-Ausbau	10%	46%	8%	6%	14%	16%
>100.000 EW-Ausbau	14%	40%	12%	5%	17%	12%

Die Kostenarten können in zwei große Gruppen untergliedert werden: Einerseits Kosten die von der, der Kläranlage zufließenden, Schmutzfracht abhängen (Material-, Energie und Reststoffkosten) und andererseits Kosten, welche von der Schmutzfracht weitgehend bis vollkommen unabhängig sind (Personalkosten, Leistungen durch Dritte und sonstige Kosten).

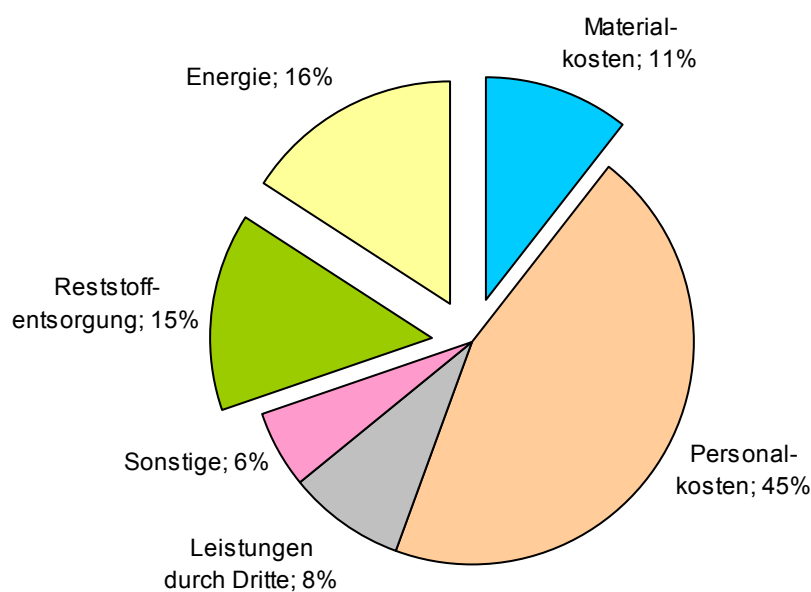


Abbildung 6: Betriebskostenverteilung aller untersuchten Kläranlagen

Geht man von der beschriebenen Unterteilung in frachtabhängige und frachtunabhängige Kostenarten aus, so zeigen Abbildung 6 und Tabelle 5, dass mindestens 60 Prozent der Betriebskosten einer Kläranlage von der zufließenden Schmutzfracht unabhängig sind. Da für einen Kostenvergleich üblicherweise frachtspezifische Betriebskosten errechnet werden, hat die durchschnittliche

Belastung (=durchschnittliche Schmutzfracht) einer Kläranlage einen entscheidenden Einfluss auf die spezifischen Kosten.

Zusätzlich zur prozentuellen Verteilung der Kostenarten in Abbildung 6 sind in Abbildung 7 der Median sowie der 10 %, 25 %, 75 % und 90 % Perzentilwert der untersuchten Kostenarten aller 94 Kläranlagen zusammengefasst.

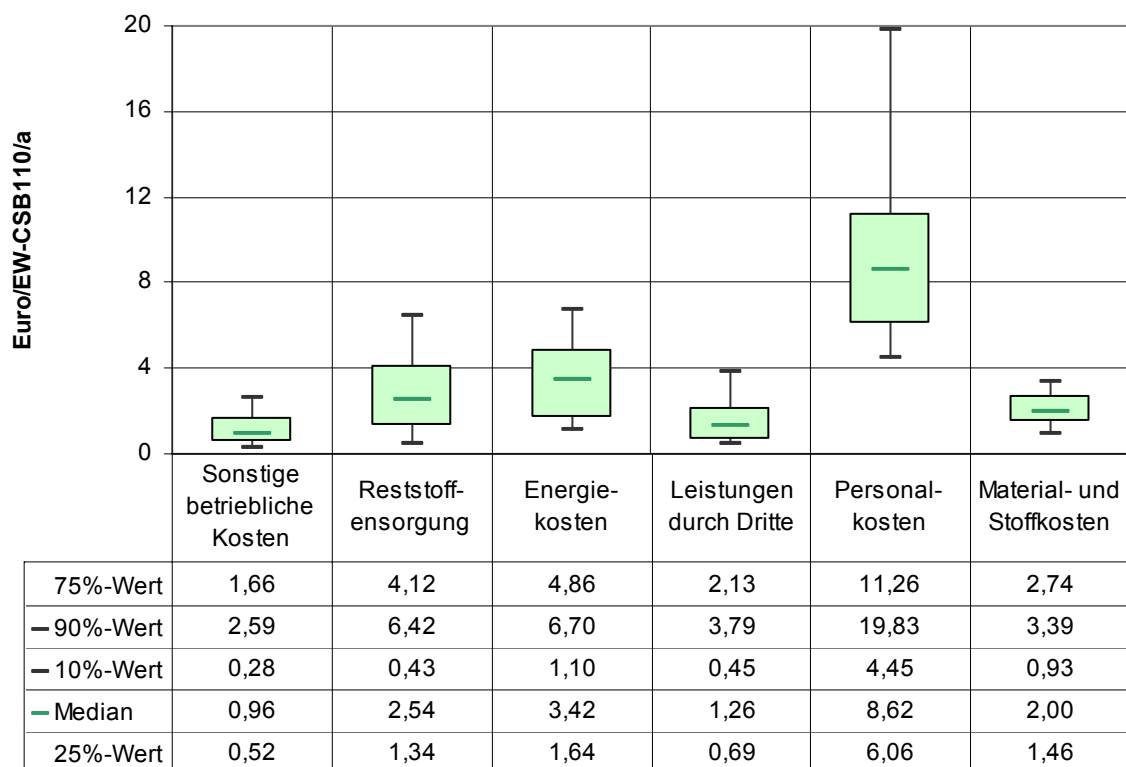


Abbildung 7: Kostenverteilung je Kostenartarten aller untersuchten Kläranlagen

3.1 Personalkosten

Obwohl die Personalkosten für 40 bis 50 Prozent der spezifischen Kosten verantwortlich sind, ist das tatsächliche Einsparungspotential zumeist gering. Abbildung 8 zeigt ein ähnliches Bild wie Abbildung 5, wonach einerseits die die Kosten mit der Ausbaugröße sinken und andererseits die Streuung der Kosten abnimmt. Der wesentlichste Kostenvorteil großer Anlagen ist demnach in den geringeren spezifischen Personalkosten begründet. Geht man vom Median der Gruppe aus, so liegt dieser bei den Personalkosten von Anlagen > 100.000 EW-Ausbau um 13,4 Euro/EW-CSB110/a niedriger als jener der Anlagen zwischen 2.500 und 10.000 EW-Ausbau. Die Mediane der Gesamtbetriebskosten dieser beiden Gruppen (vergleiche Abbildung 5) differieren um 16,3 Euro/EW-CSB, also um nur 3 Euro/EW-CSB mehr als bereits von der Personalkosten verursacht wird.

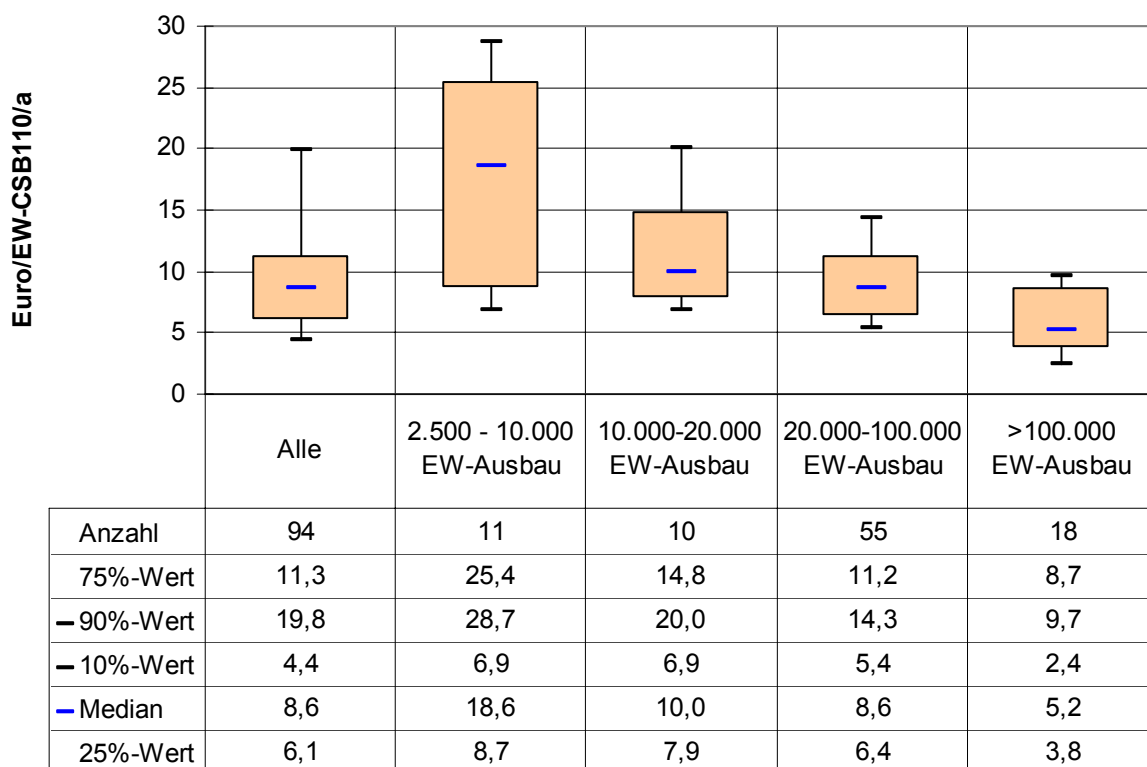


Abbildung 8: Personalkosten der untersuchten Kläranlagen je Gruppe

Wie bereits dargestellt, sind die Personalkosten von der zufließenden Schmutzfracht unabhängig und hängen vielmehr von der Ausbaugröße ab. In Abbildung 9 wurden daher die Personalkosten als Absolutwert den Ausbaugrößen gegenübergestellt. Für die grafische Darstellung in Abbildung 9 wurden zwei Anlagen aufgrund der Ausbaugröße und sieben Anlagen als Ausreißer ausgeschieden. Der gekennzeichnete Bereich umfasst demnach 90 Prozent der untersuchten Anlagen (= 85 Anlagen) und weist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,88 einen sehr engen Zusammenhang von Ausbaugröße und Personalkosten auf.

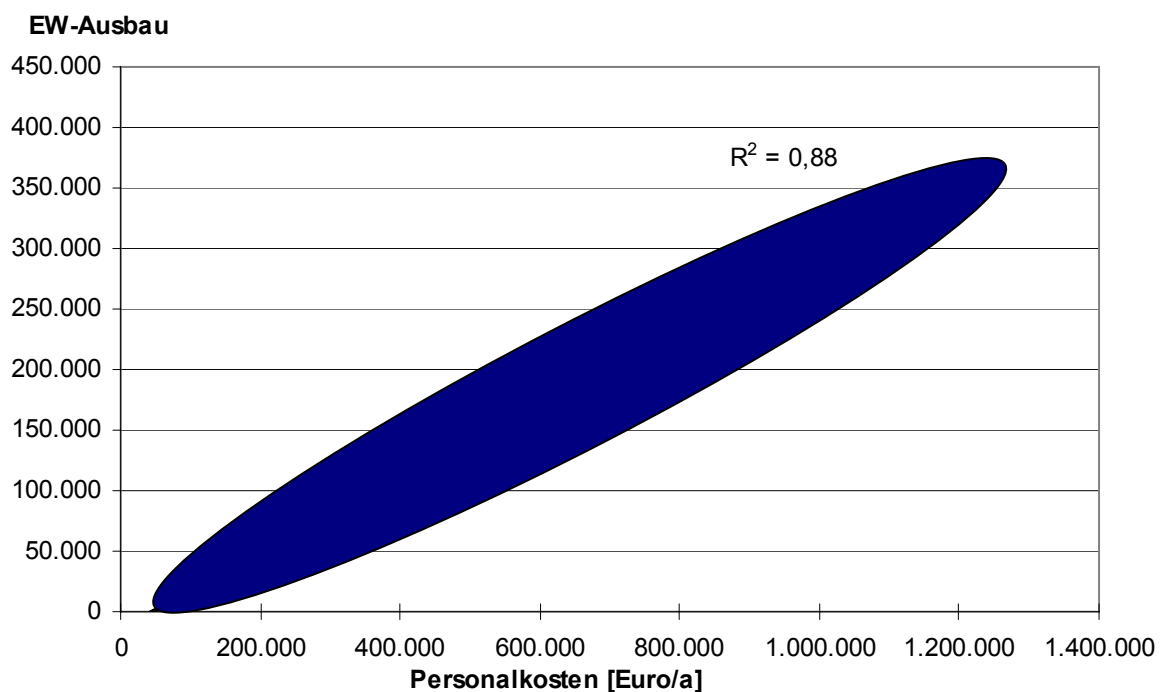


Abbildung 9: Personalkosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße

Bei der Diskussion der Personalkosten muss zusätzlich berücksichtigt werden, dass neben den Personalkosten auch Kosten von Leistungen durch Dritte anfallen und unterschiedliche Betriebsstrategien zu unterschiedlichen Kosten der jeweiligen Kostenart führen.

3.2 Leistungen durch Dritte und sonstige Kosten

Neben den Personalkosten sind die Kosten für Leistungen durch Dritte sowie die sonstigen Kosten von der Schmutzfracht weitgehend unabhängig. Wie im vorangegangenen Kapitel beschrieben ist es für eine Auswertung nach Betriebsstrategie zweckmäßig, die Leistungen von Dritten in Kosten, die für den laufenden Betrieb erforderlich waren und in Reparaturkosten zu untergliedern. Zu den sonstigen Kosten zählen: Öffentliche Abgaben, Verwaltungskosten (Telefon, Büromaterial, usw.), Miet- und Pachtzins, Kosten für Kraftfahrzeuge und Reisespesen, Kostenbeiträge und Transferzahlungen sowie der übrige betriebliche Aufwand.

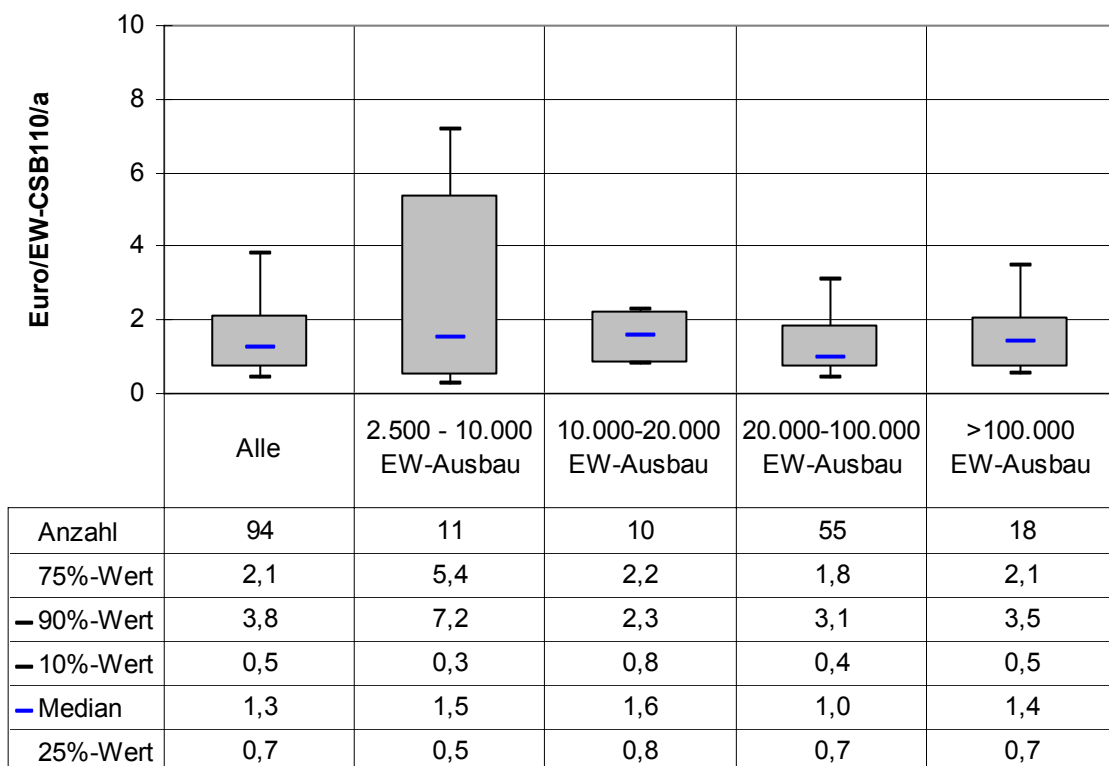


Abbildung 10: Kosten von Leistungen Dritter in Abhängigkeit der Ausbaugröße

Wie Abbildung 10 und Abbildung 11 entnommen werden kann, unterliegen weder die Kosten für Leistungen durch Dritte noch die sonstigen Kosten einer wesentlichen Kostenänderung in Abhängigkeit der Ausbaugröße. Auffällig ist jedoch die breite Streuung der Kosten von Anlagen zwischen 2.500 und

10.000 EW-Ausbau mit einem „Extremwert“ (ausgedrückt als 90%-Wert) von 8,9 Euro/EW-CSB110/a. Betrachtet man diesen „Extremwert“ näher, so handelt es sich um eine sehr schwach belastete 3.000 EW-Ausbau Anlage mit einer durchschnittlichen Belastung von 1.000 EW-CSB110. Multipliziert man 1.000 EW-CSB110 mit 8,9 Euro/EW-CSB110/a, errechnen sich durchaus realistische jährliche Kosten für öffentliche Abgaben, Verwaltung (Telefon, Büromaterial, usw.), Miet- und Pachtzins, Kraftfahrzeug- und Reisespesen, Kostenbeiträge und Transferzahlungen sowie übriger betrieblicher Aufwand von 8.900 Euro. Eine Verdoppelung der durchschnittlichen Belastung würde die spezifischen Kosten für Personal, Leistungen durch Dritte sowie sonstige Kosten halbieren, da mit keiner Erhöhung dieser Kostenarten aufgrund der Schmutzfracht zu rechnen ist.

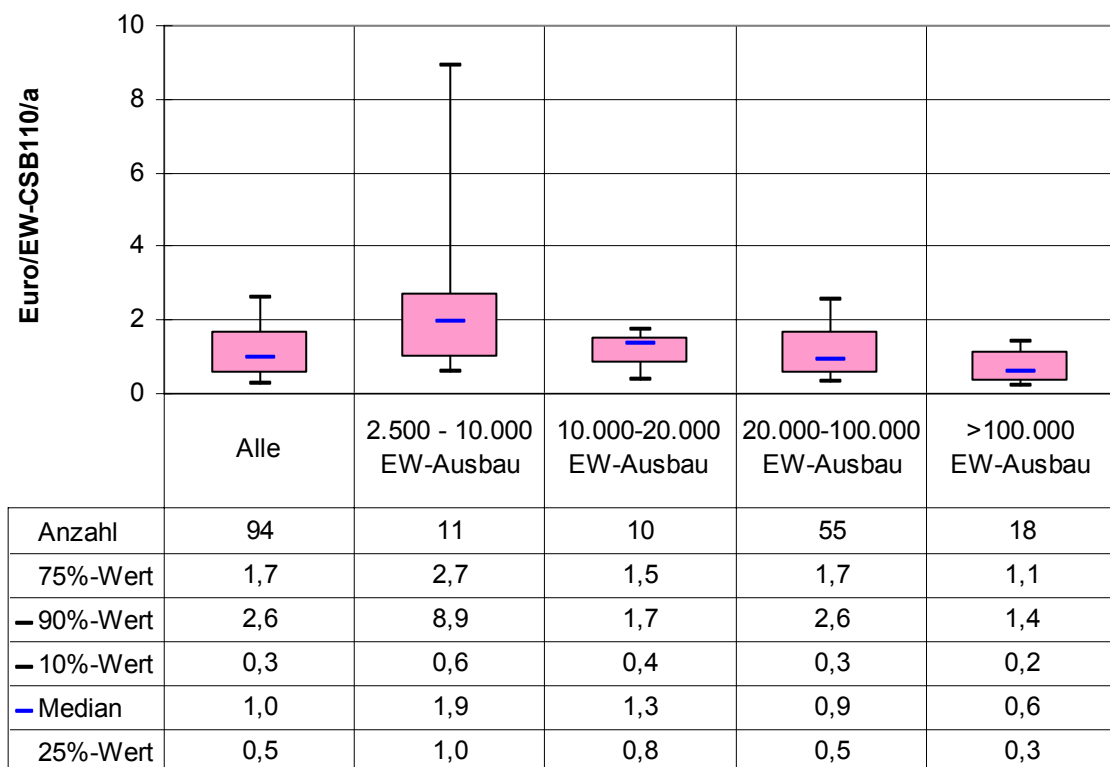


Abbildung 11: Sonstige Kosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße

Für nicht schmutzfrachtabhängige Kosten kann zusammengefasst werden, dass diese ausgedrückt in Euro/EW-CSB110/a mit der Anlagengröße sowie der durchschnittlichen Belastung sinken.

3.3 Reststoffentsorgungskosten

Bei den Reststoffentsorgungskosten sind neben den Kosten von Rechen- und Sandfanggut vor allem die Kosten für die Entsorgung von Klärschlamm enthalten. Von den in Abbildung 12 dargestellten Reststoffentsorgungskosten entfallen durchschnittlich etwa 10 Prozent auf die Entsorgungskosten von Rechen- und Sandfanggut. Die Reststoffentsorgungskosten werden demnach von den Klärschlamm Entsorgungskosten dominiert. Sowohl Rechen- und Sandfanggut als auch der Anfall an Klärschlamm sind von der zufließenden Schmutzfracht abhängig.

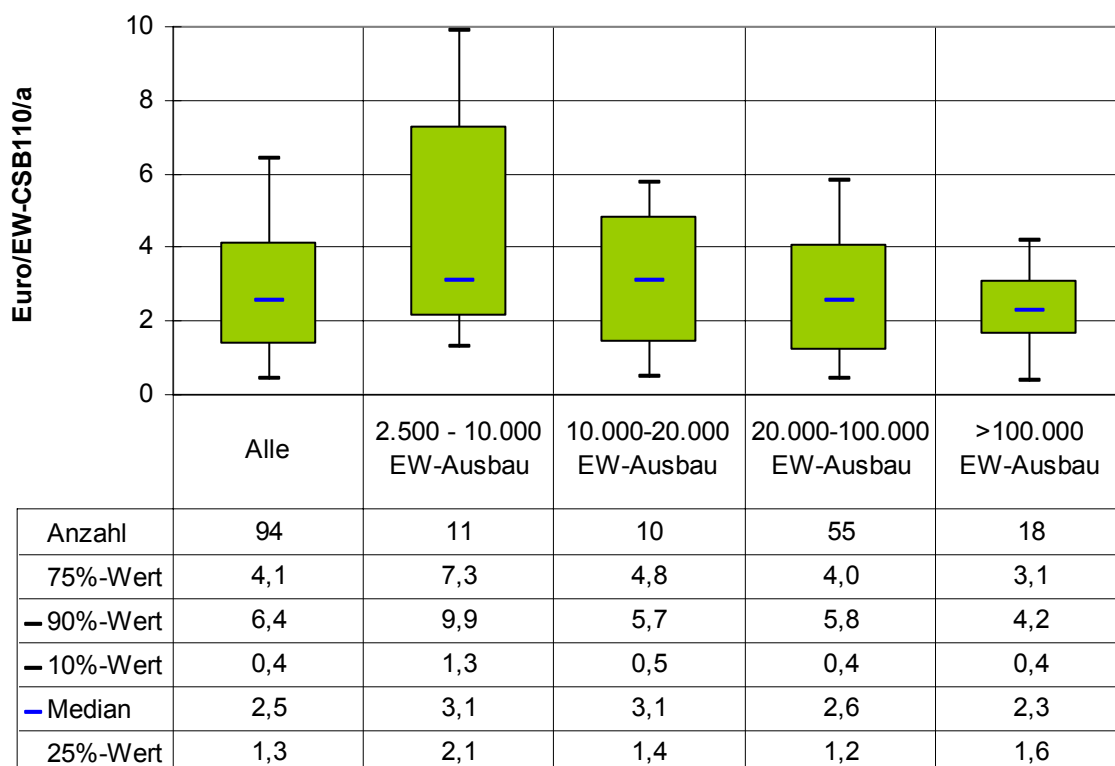


Abbildung 12: Reststoffentsorgungskosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße

Wie Abbildung 12 entnommen werden kann, weichen die Mediane der Reststoffentsorgungskosten der einzelnen Gruppen nur geringfügig voneinander ab. Die Streuung der Kosten innerhalb der Gruppen ist nach den Personalkosten bei den Reststoffentsorgungskosten am zweitgrößten, nimmt jedoch mit der Anlagengröße deutlich ab.

3.4 Energiekosten

Die Energiekosten einer Kläranlage sind die Summe der Kosten für elektrischen Strom, Gas, Erdöl und sonstigen Energiebezügen. Im Wesentlichen werden die Energiekosten von den Kosten für elektrische Energie dominiert. Diese Kosten wiederum resultieren aus dem elektrischen Energieverbrauch, dem durchschnittlichen Preis je zugekaufter Kilowattstunde sowie dem Anteil an auf der Anlage produzierten elektrischen Strom.

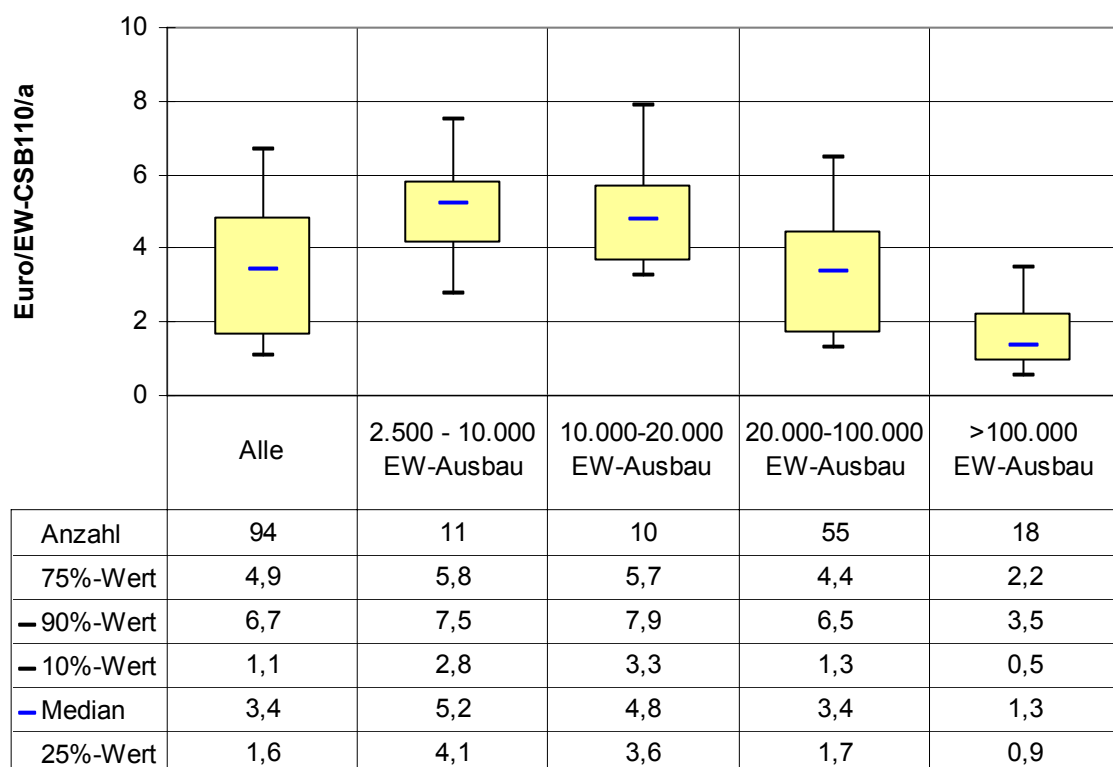


Abbildung 13: Energiekosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße

Wie aus Abbildung 13 abgeleitet werden kann, weisen Anlagen < 20.000 EW-Ausbau höhere Energiekosten auf als größere Anlagen. Die Strombezugskosten je Kilowattstunde liegen durchschnittlich bei 0,09 Euro/kWh und variieren nur geringfügig zwischen 0,075 und 0,1 Euro/kWh unabhängig von der Kläranlagengröße. Die höheren Energiekosten von kleineren Anlagen resultieren aus der Verfahrensart. Anlagen < 20.000 EW-Ausbau sind vorwiegend als Anlagen mit simultaner aerober Stabilisierung ausgeführt, welche systembedingt mehr elektrische Energie benötigen und gleichzeitig keine Eigenstromerzeugung aufweisen.

3.5 Material- und Stoffkosten

Unter Material- und Stoffkosten werden Kosten für Werkstoffe für Reparaturen und Instandhaltung, Laborchemikalien, Konditionierungsmittel für MÜSE und Pressen sowie Fällmittelkosten subsumiert. Wie Abbildung 14 entnommen werden kann, differiert der Median vor allem der Anlagen > 20.000 EW-Ausbau nur sehr gering und auch die Streuung der Kosten von Anlagen zwischen 10.000 und 20.000-EW-Ausbau ist mit jener von Anlagen > 100.000 EW-Ausbau vergleichbar. 80 Prozent aller untersuchten Kläranlagen haben Material- und Stoffkosten zwischen 0,9 und 3,4 Euro/EW-CSB110/a.

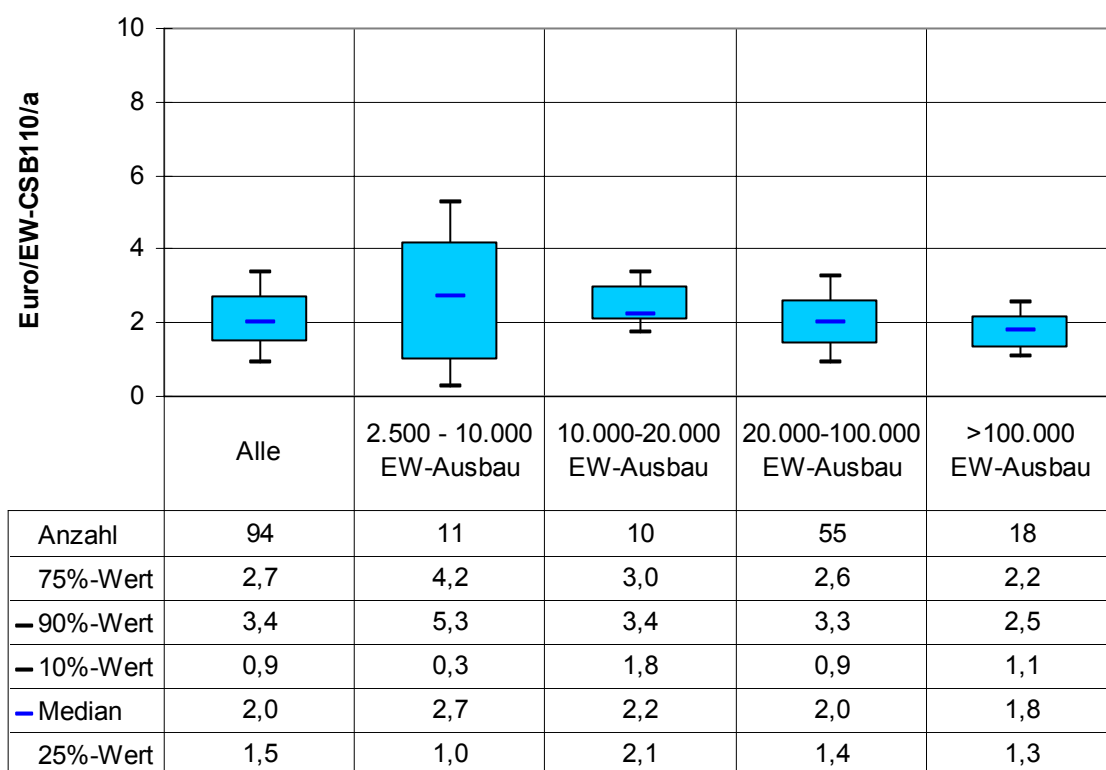


Abbildung 14: Material- und Stoffkosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße

Wie der folgenden Tabelle 6 entnommen werden kann, entfallen von den Material- und Stoffkosten zwischen 30 und 40 Prozent auf Fällmittelkosten. Da beim Benchmarking-Forschungsprojekt noch nicht auf allen Kläranlagen Phosphor gefällt wurde, standen für diese Auswertung Zahlen von 80 Anlagen zur Verfügung.

Tabelle 6: Mittlere Material- und Stoffkosten sowie anteilige Fällmittelkosten nach EW-Ausbau gruppiert

	Fällmittelkosten Euro/EW-CSB110	Material- und Stoffkosten	Anteil Fällmittelkosten an Mat.&Stoffkosten	Anzahl
Alle	0,67	2,08	35%	80
<10.000 EW-Ausbau	0,64	2,98	40%	9
10.000-20.000 EW-Ausbau	0,80	2,23	33%	9
20.000-100.000 EW-Ausbau	0,74	2,08	36%	44
>100.000 EW-Ausbau	0,54	1,81	28%	18

Die Fällmittelkosten der 80 untersuchten Anlagen variieren zwischen 0,4 Euro/EW-CSB110/a (=25%Wert) und 1,1 Euro/EW-CSB110/a (=75%Wert) um einen Median von 0,67 Euro/EW-CSB110/a.

4 Zusammenfassung

Die Betriebsoptimierung von Kläranlagen kann sowohl bei der Verbesserung der Reinigungsleistung ansetzen als auch bei der Reduktion der Betriebskosten. Betriebsoptimierung ist auch die Beseitigung von Betriebsproblemen, worauf jedoch in diesem Beitrag nicht eingegangen wurde.

Bei der Analyse von Daten einer Einzelkläranlage, also ohne Vergleich mit einer Gruppe, müssen zumindest die Input- und Outputgüter der Gesamtanlage bekannt sein. Darunter versteht man beispielsweise den Fällmitteleinsatz, den Energieverbrauch oder den Schlammanfall. Alle vorhandenen Daten müssen auf deren Plausibilität geprüft werden. Diese Prüfung reicht von der Überprüfung der täglichen Routine, über den Vergleich von Mess- und Erfahrungswerten bis hin zur Plausibilitätsprüfung mittels Bilanzierung. Vor allem die Überprüfung der CSB-Frachten, welche für viele Kennzahlen als Bezugsgröße verwendet wird, ist dabei besonders wesentlich. Für die Analyse der Reinigungsleistung hat sich die Berechnung des Leistungskennwertes bewährt. Zusätzlich sind natürlich auch die in den Wasserrechtsbescheiden geforderten Ablaufgrenzwerte und Wirkungsgrade von besonderem Interesse.

Bei der Betriebskostenoptimierung sind inputseitig das Personal bzw. die Leistungen von Dritten, die eingesetzten Materialien und vor allem die erforderliche Energie zu beachten. Obgleich die Personalkosten die höchste

Kostenrelevanz aufweisen, kann daraus nicht abgeleitet werden, dass hier auch das höchste tatsächliche Einsparungspotenzial gegeben ist. Die Personalkosten müssen zudem immer in Kombination mit den Leistungen durch Dritte betrachtet werden, da je nach Betriebsstrategie einer Verschiebung der Kosten in die eine oder andere Kostenart erfolgen kann. Ein zentrales Element der Betriebsoptimierung stellt die Energieoptimierung dar, da es in diesem Fall nicht nur um Kosten sondern auch um den schonenden Einsatz von Ressourcen geht. Bei der Analyse des Energieverbrauches ist die Erstellung einer Energiebilanz ein wesentliches Thema. Sowohl die elektrische als auch die thermische Energiebereitstellung und der Verbrauch einzelner wesentlicher Verbrauchsgruppen muss dazu näher untersucht werden. Von allen auf einer Kläranlage eingesetzten Materialien sind Fäll- und Konditionierungsmittel die kostenrelevantesten. Sowohl der Mitteleinsatz als auch die spezifischen Mittelkosten je Tonne Wirksubstanz sind wesentliche Faktoren bei der Betriebsoptimierung. Die Kosten der Outputgüter werden als Reststoffentsorgungskosten zusammengefasst und umfassen die Rechen- und Sandfanggutkosten und die Klärschlammmentsorgungskosten. Auch bei den Reststoffkosten sind die anfallende Menge und die Kosten je Tonne relevant.

Die Analyse von einzelnen Kläranlagen gibt zumindest in der Zeitreihe einen guten Überblick über die Entwicklung und Erfolge bei der Optimierung einer Kläranlage. Zu einem deutlichen Informationsgewinn führt jedoch erst der Vergleich mit anderen Kläranlagen. Nur derart kann man in Erfahrung bringen, welche Leistungen zu welchen Kosten erbracht werden können. Die Ergebnisse und Erkenntnisse von bisher 94 untersuchten Kläranlagen zeigen dabei folgendes Ergebnis: Bei den Gesamtbetriebskosten kann man für Anlagen > 100.000 EW-Ausbau mit durchschnittlichen Kosten von 14 Euro rechnen, wohingegen bei Anlagen mit einer Ausbaupazität zwischen 2.500 und 10.000 EW-Ausbau mit ca. doppelt so hohe Kosten gerechnet werden muss. Um die Betriebskosten von Kläranlagen optimieren zu können, muss man die Gesamtbetriebskosten in mindestens sechs Kostenarten untergliedern: Material- und Stoffkosten, Personalkosten, Kosten für Leistungen durch Dritte, Energiekosten, Reststoffentsorgungskosten und sonstige betriebliche Kosten. Von diesen sechs Kostenarten sind nur die Material- und Stoffkosten, die Energiekosten sowie die Reststoffkosten von der, der Kläranlage zufließenden, Schmutzfracht abhängig. Der überwiegende Anteil der Betriebskosten – im Durchschnitt 60 % - ist von der Schmutzfracht unabhängig und stellt daher einen

Fixkostenanteil der Betriebskosten dar. Für den Vergleich von Kläranlagen untereinander ist die Berechnung von schmutzfrachtspezifischen Kosten (=Euro/EW-CSB110/a) zweckmäßig und üblich. Beim Vergleich muss jedoch das Bewusstsein geschärft werden, dass mindestens 60 Prozent der Kosten Fixkosten sind und somit die spezifischen Kosten vor allem von der Schmutzfracht abhängen. Im Besonderen gilt dies für die Personalkosten, die vor allem mit der Ausbaugröße einer Anlage korrelieren: Je höher die durchschnittliche Schmutzfracht einer Anlage, umso niedriger die spezifischen Personalkosten. Die mit der Anlagengröße sinkenden Betriebskosten stehen vor allem mit den spezifisch niedrigeren Personalkosten von großen Anlagen in Zusammenhang. Bei den Kosten von Leistungen durch Dritte, den sonstigen Kosten sowie den Material- und Stoffkosten ist die Verringerung der spez. Kosten mit steigender Kläranlagengröße von untergeordneter Bedeutung. Eine deutliche Größenabhängigkeit ist bei den Energiekosten gegeben, die von den Faktoren Energieverbrauch, Eigenstromabdeckung und Kosten je kWh determiniert sind. Je nach Kläranlagengröße sind die Reststoffentsorgungskosten neben den Personalkosten die zweit- bzw. dritt wichtigste Kostenart. Die Kosten der Reststoffentsorgung hängen sehr stark von den spezifischen Schlammmentsorgungskosten je Tonne Klärschlamm ab, sind jedoch auch von der anfallenden Schlammmenge je Einwohner sehr deutlich beeinflusst.

5 Literatur

ATV-DVWK. (1998): Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen, Merkblatt ATV-M271.

Bogensberger, M., Habich, J. und Murnig, F. (2002): *Kosten und Leistungsrechnung als Benchmarking Grundlage* in Benchmarking in der Abwasserentsorgung, Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 176. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien.

Bundesgesetzblatt. (1996): *1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser*. 210. Verordnung, Wien.

Förderungsrichtlinien (1999 idF 2006): Kommunale Siedungswasserwirtschaft, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

Kroiss, H., Haberl, R., Bogensberger, M., Nowak, O., Ertl, T., Josef, Habich, Lindtner, S., Starkl, M., Murnig, F. und Sleytr, K. (2001): *Benchmarking in der Siedlungswasserwirtschaft - Erfassung und Vergleich von technischen und wirtschaftlichen Kennzahlen in der Siedlungswasserwirtschaft*, Ministerium für Land- und Fortswirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, www.lebensministerium.at/publikationen, Wien.

Lindtner, S., Svoldal, K. und Nowak, O. (2003): *Definition der Begriffe "Belastung" und "Auslastung"* in Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung, Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 183, Seiten 389-402. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien.

Lindtner. (2007): *Optimierungspotenziale beim Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen - Erfahrungen aus der Praxis*, Kläranlagen Nachbarschaften. Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen - Folge 15, Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband, Wien.

- Müller, H. (1999): *Plausibilitätsprüfung in der Eigenüberwachung*. 1. ÖWAV-Workshop "Biologische Abwasserreinigung - Betrieb von Belebungsanlagen", Wien.
- Müller, E. A., Kopel B., Künti T., Pinnekamp J., Seibert-Erling G., Böcker K. (1999): *"Handbuch - Energie in Kläranlagen"*. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Nowak, O. (2000): *Möglichkeiten von Energieeinsparmaßnahmen auf Abwasserreinigungsanlagen durch das Betriebspersonal*, Kläranlagen Nachbarschaften Folge 8, Wien
- ÖWAV. (1999): *Kläranlagenzustandsbericht*. ÖWAV Arbeitsbehelf 22, Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband, Wien.
- ÖWAV. (2000): *Leistungsbeurteilung und Leistungsvergleich von Abwasserreinigungsanlagen - Bestimmung von Leistungskennzahlen*. ÖWAV Arbeitsbehelf 9, Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband, Wien.
- Schweighofer, P. (1994): *Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Messwerten*, Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 176, Seiten G1-G42.

Korrespondenz an:

Dr. Stefan Lindtner

Ingenieurbüro kaltesklareswasser

1020 Wien, Obere Augartenstrasse 18A/5/1

0664/4640695

lindtner@k2w.at

Das Hybridverfahren – Grundlagen und praktische Erfahrungen

Stefan Winkler und Norbert Matsché

Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien

Kurzfassung: Das HYBRID[®]-Verfahren ist ein patentiertes zweistufiges Belebungsverfahren mit gezieltem Austausch von Belebtschlamm zwischen der Hochlast- und Schwachlaststufe zur Optimierung der Stickstoffentfernungskapazität. Aufgrund der spezifischen Eigenschaften kann gegenüber dem einstufigen Belebungsverfahren ein geringerer Volumenbedarf, ein geringerer Sauerstoffverbrauch, eine höhere Gasproduktion und bessere Schlammeigenschaften erreicht werden.

Praktische Beispiele zeigen, dass die Implementierung des Verfahrens sowohl betreffend der Investitions- als auch Betriebskosten wirtschaftlich ist, obwohl eine Zwischenklärung erforderlich ist und durch die beiden getrennten Belebungsstufen ein maschineller Mehraufwand im Vergleich zu einstufigen Anlagen entsteht.

Keywords: Abbaupfade, Kläranlagenerweiterung, Massenbilanzen, Sauerstoffverbrauch, Trübwassernitrifikation, Zweistufiges Belebungsverfahren

1 Einleitung

Das Hybridverfahren ist ein zweistufiges Belebtschlammverfahren mit besonderen Maßnahmen zur Stickstoffentfernung. Es wurde im Rahmen eines Forschungsauftrages an der KA Admont entwickelt und ist ein patentiertes Verfahren (EP-0-527-123-B1, 1992).

Zwischen den beiden Belebtschlammstufen wird gezielt Belebtschlamm ausgetauscht. Dabei wird Hochlastschlamm aus der ersten Stufe als Substrat für die Denitrifikation eingebracht und nitrifizierender Schlamm aus der zweiten Stufe (Schwachlast) in die erste Stufe eingebracht, wodurch auch in der ersten Stufe simultan nitrifiziert und denitrifiziert wird.

Das Verfahren wurde an mehreren Anlagen großtechnisch umgesetzt; es bietet insbesondere bei nachfolgenden Randbedingungen oder Anforderungen Vorteile gegenüber anderen Verfahren der biologischen Abwasserreinigung:

- Limitierte Platzverhältnisse und/oder keine Ausbauflächen verfügbar
- Bestand einer einstufigen Belebungsanlage, die die Anforderungen der AEV (AEV, 1996) nicht erfüllt
- Periodische Stoßbelastungen durch Industrie oder Fremdenverkehr
- Probleme mit Bläh- oder Schwimmschlamm

Das Verfahren kann i.d.R. sehr gut in eine bestehende Anlage integriert werden und somit zu einer langfristigen Nutzung von bestehender Infrastruktur beitragen bzw. überhaupt die Erhaltung eines Kläranlagenstandortes in Erfüllung strengerer gesetzlicher Anforderungen ermöglichen.

Tabelle 1: Hybridanlagen in Österreich (Stand: 2007)

Anlage	Ausbaugröße	Status	Besonderheiten
Admont	8.000	Betrieb	
Wagram West	16.000	Betrieb	Weinbau
Saalfelden	80.000	Betrieb	Molkerei Winterfremdenverkehr
Wien	4.000.000	Betrieb	Bypass- oder Hybridbetrieb Limitierte Ausbaufläche Schlammverbrennung
Bregenz	70.000	Betrieb	
Hohenems	170.000	Betrieb	Industrie Integration in Bestand ohne zusätzliche Becken
Knittelfeld	70.000	Betrieb	Molkerei Limitierte Ausbaufläche
St. Michael/Lungau	25.000	Betrieb	Winterfremdenverkehr Limitierte Ausbaufläche
Kirchbichl	100.000	Planung	Erhöhte Rückbelastung aus Co-Vergärung
Klosterneuburg	55.000	Planung/Bau	Limitierte Ausbaufläche
Egg	42.000	Planung	Integration in Bestand ohne zusätzliche Becken

2 Besonderheiten zweistufiger Belebungsverfahren

2.1 Abbaupfade und Energiebedarf

Zweistufige Belebungsanlagen kombinieren eine Hochlaststufe, für den weitgehenden Abbau der organischen Belastung, und eine Schwachlaststufe für Nitrifikation und Denitrifikation. Wegen der geringen organischen Belastung der Schwachlaststufe kann diese, im Vergleich zu einem einstufigen Belebungsbecken, deutlich kleiner dimensioniert werden.

Die beiden Belebungsstufen haben ein deutlich unterschiedliches Schlammalter; typische Werte sind 2 d in der Hochlast- und 10 d in der Schwachlaststufe. Das Schlammalter ist der entscheidende Faktor für die Ausbildung der Biozönose und damit für die Abbaubarkeit von Abwasserinhaltsstoffen.

Gleichzeitig hat das Schlammalter bzw. die Schlammbelastung einen unmittelbaren Einfluss auf die Gewichtung verschiedener Abbaupfade. Bei hoher Schlammbelastung bzw. kurzem Schlammalter dominieren Adsorptions- und Speichervorgänge für den Abbau organischer Abwasserinhaltsstoffe; d.h. ein wesentlicher Anteil der organischen Zulauffracht wird in den Belebtschlamm aufgenommen – aber nicht unmittelbar veratmet. Insbesondere gilt dies auch für Fette und Öle; die Entfernung dieser Substanzen in der Hochlaststufe hat auch eine günstige Auswirkung auf die Schlammeigenschaften.

Anders ausgedrückt – bei kurzem Schlammalter dominiert für den Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe der Abbaupfad Überschussschlammabzug gegenüber dem Abbaupfad Veratmung; Letzterer hat eine unmittelbare Auswirkung auf den Sauerstoffverbrauch.

Dieser Umstand wird in Hochlaststufen genutzt, um wesentliche Anteile der organischen Anlagenbelastung über den Abbaupfad Überschussschlammabzug zu entfernen. Sinnvollerweise wird der hochbelastete Überschussschlamm anschließend in eine Schlammfäulung eingebracht, wo er zu einer erhöhten Gasproduktion führt.

Abbildung 1 zeigt die spezifische Überschussschlammproduktion nach ATV-A131 (2000); unter Annahme einer EW-spezifischen Zulauffracht von $60 \text{ g}_{\text{BSB}_5}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ und $70 \text{ g}_{\text{TSS}}/(\text{EW} \cdot \text{d})$. Man sieht deutlich die Abnahme der

spezifischen ÜS-Produktion mit steigendem Schlammalter – ein zunehmender Anteil der organischen Belastung wird mit steigendem Schlammalter veratmet.

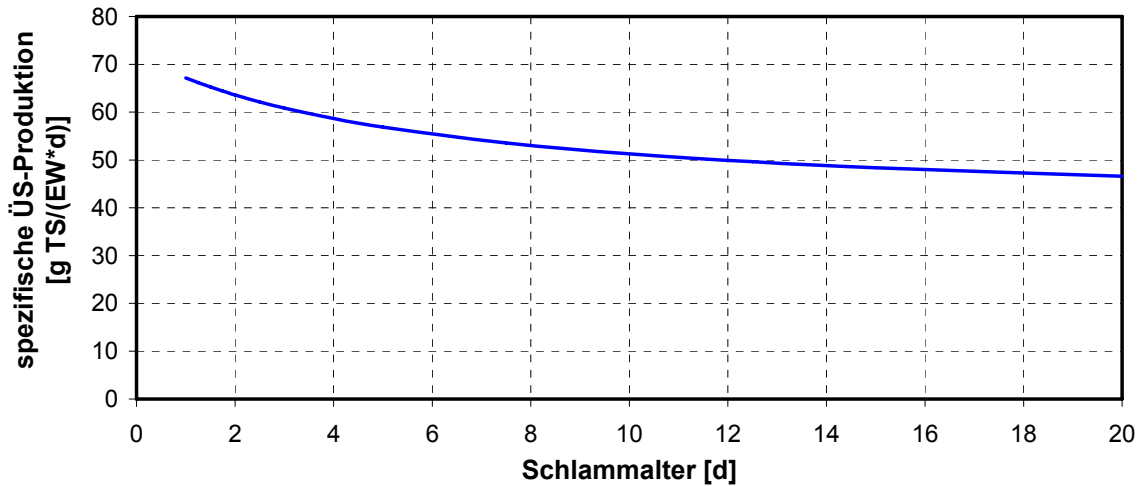


Abbildung 1: Spezifische Überschussschlammproduktion in Abhängigkeit vom Schlammalter (nach ATV-A131, 2000)

Betrachtet man nun eine Abwasserreinigungsanlage gesamtheitlich, also inklusive der Schlammbehandlung, so wird ein sich verstärkender Effekt offenbar. Für den Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe wird in zweistufigen Belebungsanlagen einerseits weniger Sauerstoff verbraucht und gleichzeitig ein hochbelasteter Schlamm in die Faulung eingebracht, der dort eine erhöhte Gasproduktion zur Folge hat.

Um diese Zusammenhänge darzustellen, werden nachfolgend die CSB-Bilanzen einer HYBRID[®]-Anlage und einer einstufigen Belebungsanlage gegenübergestellt. Im Sinne einer Allgemeingültigkeit und Vergleichbarkeit wurden dafür, soweit möglich, einheitlich Ansätze und Kennzahlen der ATV-A131 (2000) verwendet. Die Sankey-Diagramme wurden mithilfe der Software STAN (2006) erstellt.

Abbildung 2 zeigt die CSB-Massenbilanz einer HYBRID[®]-Anlage mit Schlammfäulung und getrennter Trübwassernitrifikation (TWB, auf diese wird später eingegangen). Die Darstellung der CSB-Stoffströme ist auf eine Zulaufbelastung von $120 \text{ g}_{\text{CSB}}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ normiert. Die Gesamt-CSB-Entfernung wurde mit 95% angesetzt; was einer Ablaufkonzentration von

$$CSB_{AB} = \frac{120 \text{ g}_{\text{CSB}} \cdot (1 - 0.95)}{0,2 \text{ m}^3} = 30 \text{ mg} / \text{L} \text{ entspricht.}$$

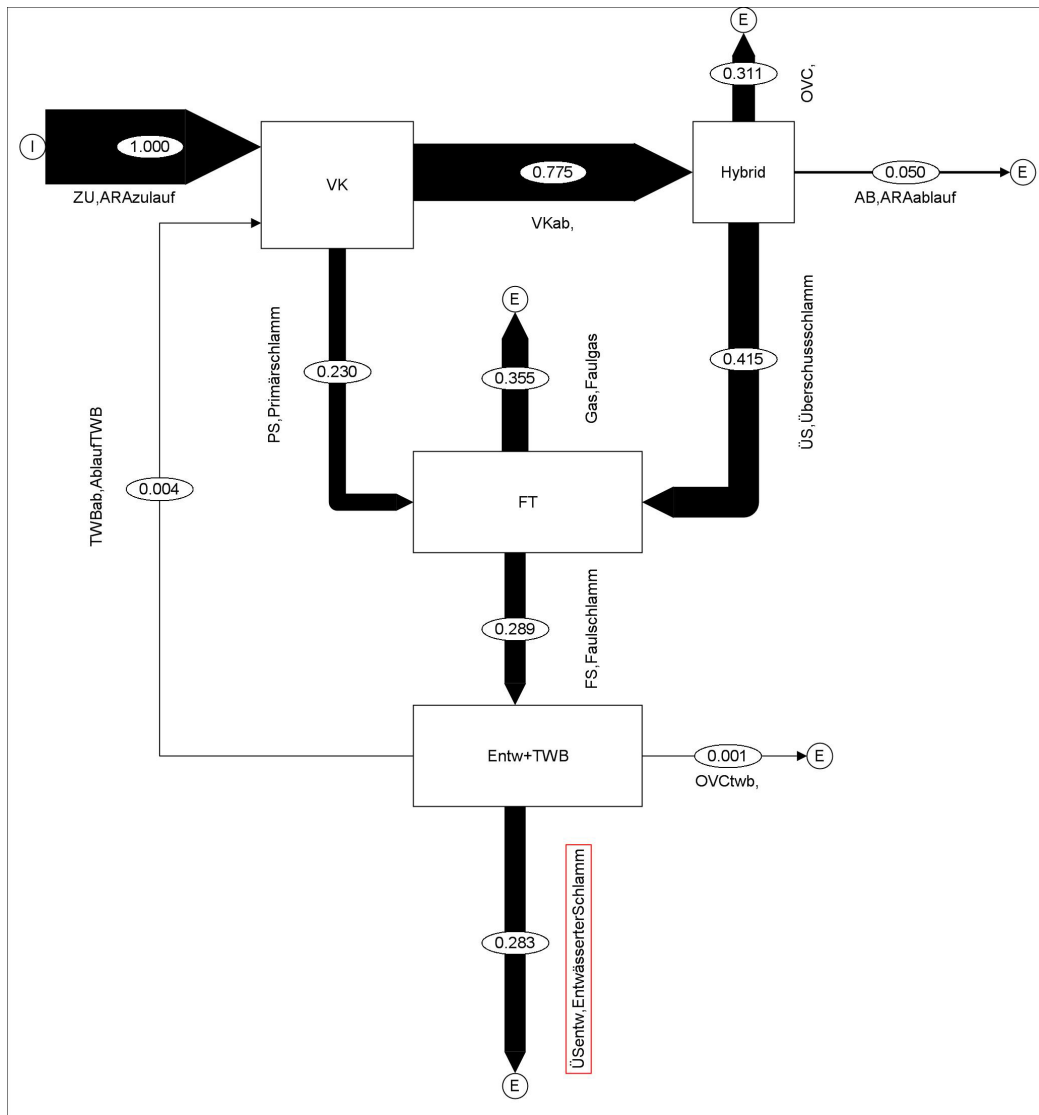


Abbildung 2: CSB-Massenbilanz einer HYBRID[®]-Anlage mit Schlammfäulung und getrennter Trübwassernitrifikation [alle Zahlenangaben relativ zu einer spezifischen Zulaufbelastung von 120 g_{CSB}/(EW*d)]

Für die hydraulische Aufenthaltszeit der Vorklärung (VK) wurden 30 Minuten angesetzt, wodurch sich eine Entfernungsrates von $\eta_{CSB_VK} = 23 \%$ ergibt.

41,5 % der CSB-Zulaufmenge oder 50 g_{CSB}/(EW*d) werden mit dem Überschussschlamm abgezogen und in die Faulung (FT) eingebracht. Dies führt, gemeinsam mit dem Primärschlamm, zu einer spezifischen Gasproduktion von

$$V_{GASspez} = \frac{120 \frac{g_{CSB}}{EW * d} * 0,355 * \frac{0,35 l_{CH4}}{g_{CSB_ABGEBAUT}}}{0,65 \frac{l_{CH4}}{l_{BIOGAS}}} = 23 \frac{l_{BIOGAS}}{EW * d}$$

Insgesamt werden in der HYBRID[®]-Anlage 31,1% der organischen Zulauffracht veratmet, dies entspricht einem spezifischen Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau von $OV C_{SPEZ} = 120 * 0,311 = 37 \text{g}_{\text{O}_2}/(\text{EW} * \text{d})$.

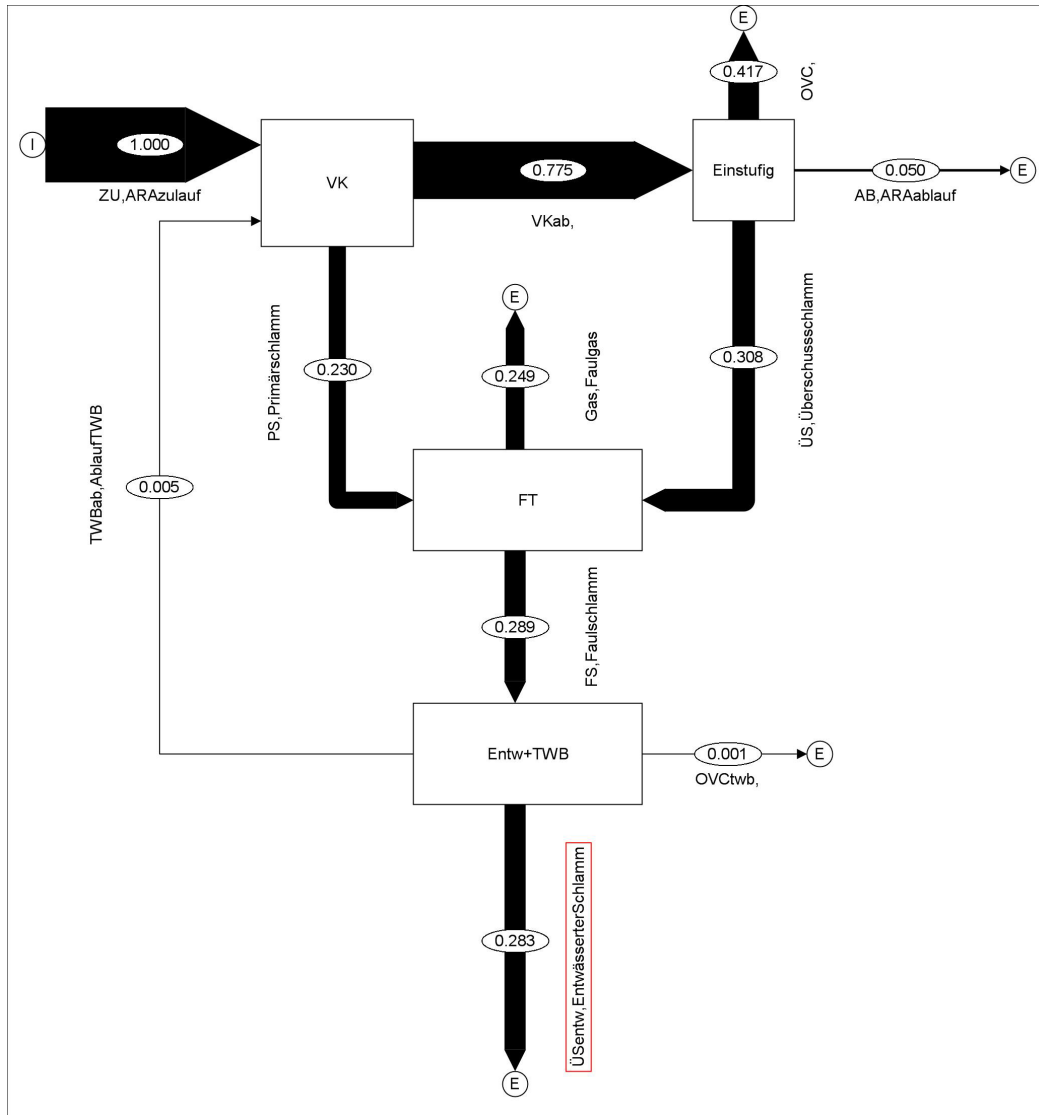


Abbildung 3: CSB-Massenbilanz einer einstufigen Belebungsanlage mit Schlammfäulung und getrennter Trübwassernitrifikation [alle Zahlenangaben relativ zu einer spezifischen Zulaufbelastung von $120 \text{g}_{\text{CSB}}/(\text{EW} * \text{d})$]

Im Vergleich zu Abbildung 2 zeigt Abbildung 3 die CSB-Massenbilanz einer einstufigen Belebungsanlage mit Schlammfäulung und getrennter Trübwassernitrifikation.

In Tabelle 2 sind die wesentlichen Unterschiede in den CSB-Abbaupfaden der beiden Anlagenkonfigurationen zusammengefasst. Die dargestellten Werte

sollen, unter Annahme möglichst vergleichbarer Verhältnisse, einen Überblick geben. In der Praxis erzielte Werte werden wesentlich von der Abwasserzusammensetzung und Details der Anlagenkonfiguration beeinflusst und können daher von diesen theoretischen Werten abweichen. Für den Faulschlamm wurde in den CSB-Massenbilanzen einheitlich ein spezifischer Anfall von $22 \text{ g}_{\text{OTS}}/(\text{EW}_{\text{CSB110}} \cdot \text{d})$ angesetzt (Parravicini et al., 2006).

Tabelle 2: Vergleich der CSB-Abbaupfade einer HYBRID[®]-Anlage mit einer einstufigen Belebungsanlage

ABBAUPFAD	HYBRID [®]		Einstufig		VERGLEICH H (HYBRID [®] , Einstufig)
	[% _{CSB_ZU}]	[g _{CSB} /(EW*d)]	[% _{CSB_ZU}]	[g _{CSB} /(EW*d)]	[%]
ÜS-Abzug	41,5%	50	30,8%	37	+27%
Sauerstoffverbrauch für C-Abbau	31,1%	37	41,7%	50	-27%
Gasproduktion	35,5%	43	24,9%	30	+43%
Gasproduktion [L/(EW*d)]	23		16		
Entwässerter ÜS	28,3%	34	28,3%	34	=

Betreffend der N-Abbaupfade wird eine analoge Betrachtung angestellt; Abbildung 4 zeigt die Verhältnisse für die HYBRID[®]-Anlage. In der Massenbilanz wird der Gesamtstickstoff dargestellt, die Anteile an Ammonium, Nitrat und organischen Stickstoff in den einzelnen Pfaden sind stark unterschiedlich. Es wurde eine N-Entfernung von 70% zugrunde gelegt; damit ergibt sich eine N-Ablaufkonzentration von $N_{AB} = \frac{11 \text{ g}_N \cdot (1 - 0.7)}{0,2 \text{ m}^3} = 16,5 \text{ mg} / \text{L}$.

Mit dem Überschussschlamm werden 31,8% oder $3,5 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ aus der biologischen Stufe entfernt; der Hauptanteil in diesem Strom ist der organisch gebundene Stickstoff. Beim Abbau (etwa 50%) der organischen Verbindungen in der Faulung wird der in ihnen organisch gebundene Stickstoff freigesetzt und liegt dann überwiegend als Ammonium vor.

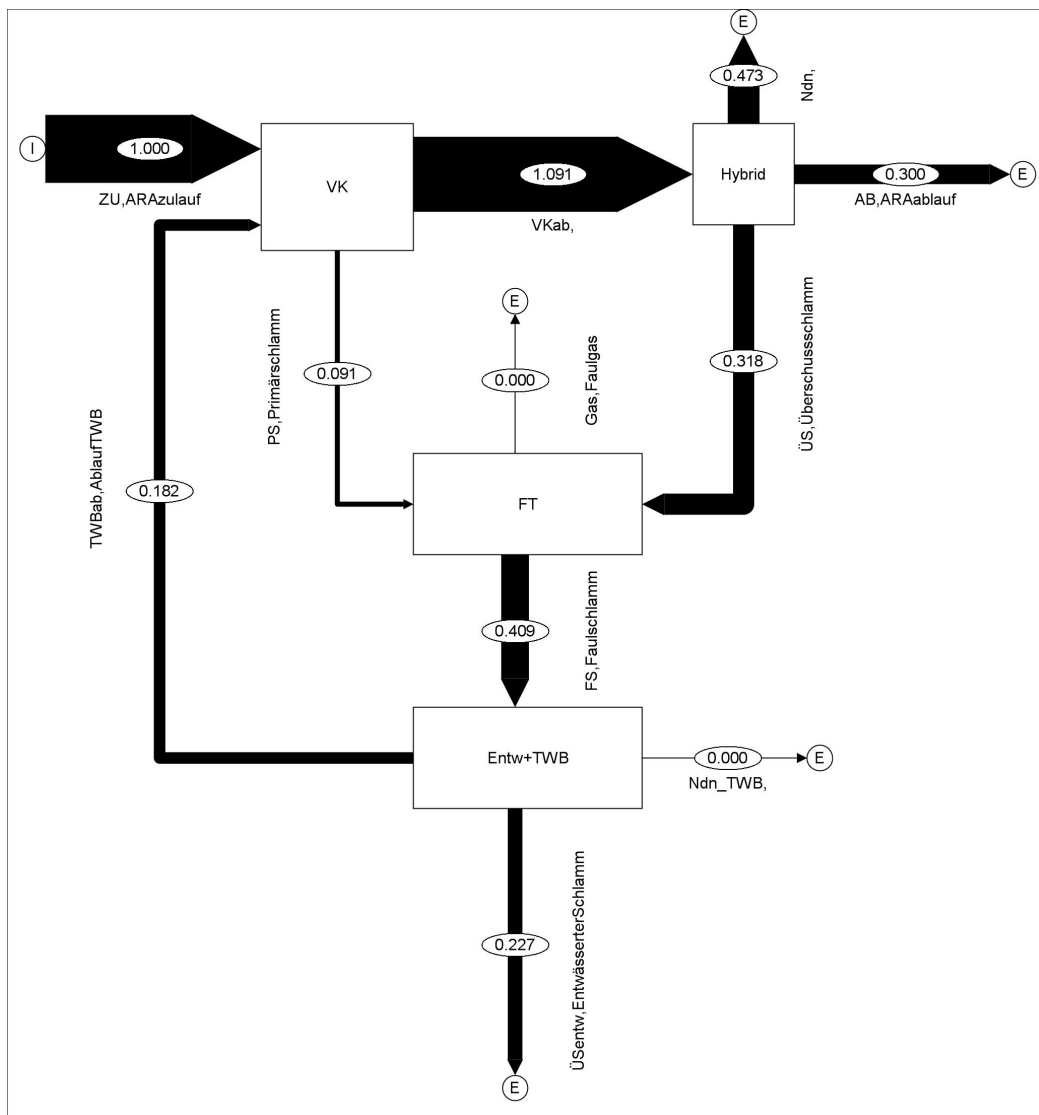


Abbildung 4: N-Massenbilanz einer HYBRID®-Anlage mit Schlammfäulung und getrennter Trübwassernitrifikation [alle Zahlenangaben relativ zu einer spezifischen Zulaufbelastung von $11 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$]

Das bei der Schlammmentwässerung anfallende Filtrat wird in der in der getrennten Trübwassernitrifikation (TWB) behandelt; wobei angenommen wurde dass diese als reine Nitrifikationsstufe mit einer Nitrifikationsleistung von 80% (d.h. 80% der eingebrachten TKN-Fracht werden nitrifiziert) betrieben wird.

Aus der Trübwasserbehandlung werden 18,2% der Zulaufstickstofffracht oder $2,0 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ in die biologische Reinigungsstufe zurückgeleitet. In diesem Teilstrom überwiegt Nitrat, das problemlos in der Hochlaststufe denitrifiziert werden kann.

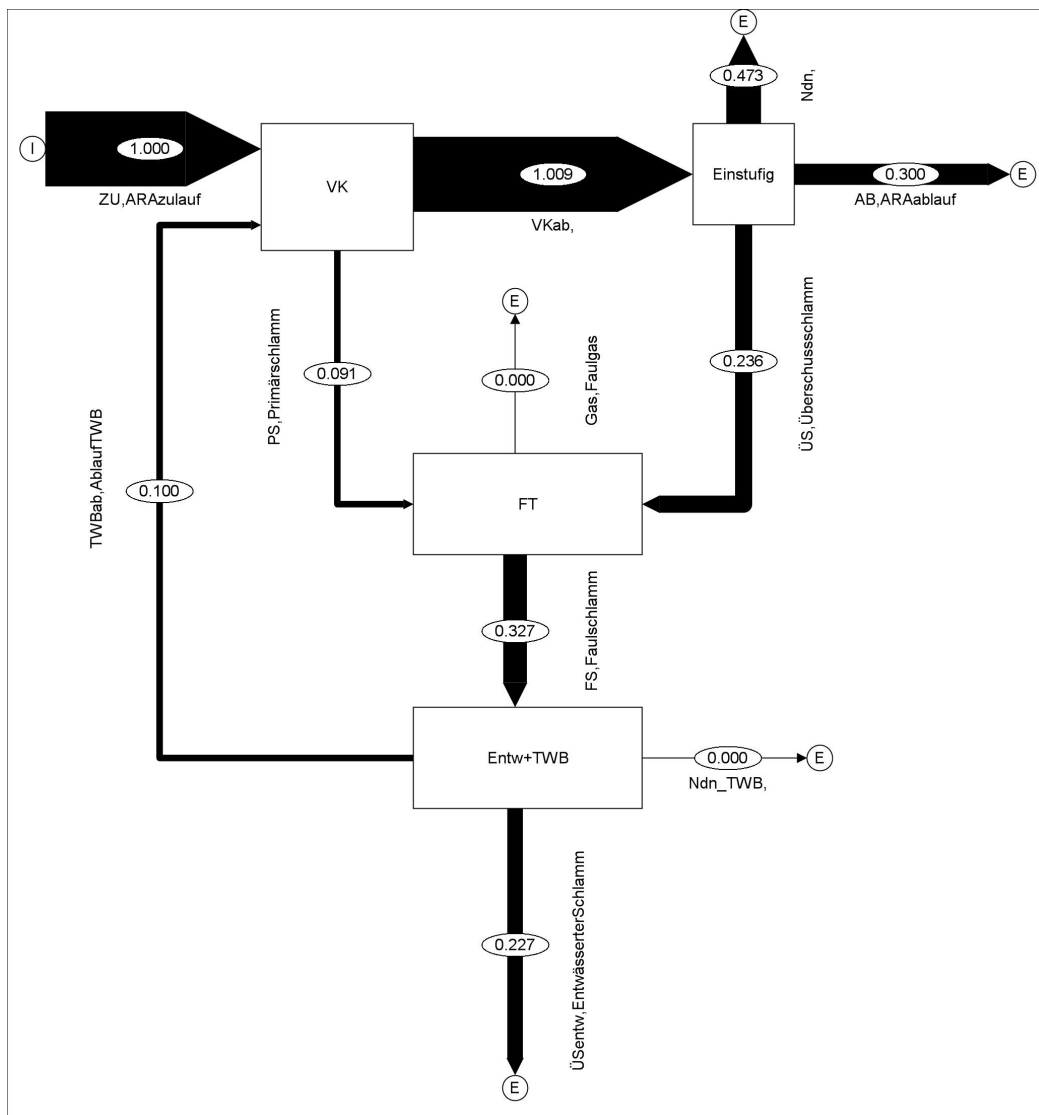


Abbildung 5: N-Massenbilanz einer einstufigen Belebungsanlage mit Schlammfäulung und getrennter Trübwassernitrifikation [alle Zahlenangaben relativ zu einer spezifischen Zulaufbelastung von $11 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$]

Bezogen auf die Gesamtstickstoffströme sind bei der einstufigen Belebungsanlage zunächst ähnliche Verhältnisse festzustellen; der wesentliche Unterschied liegt darin, dass weniger organisch gebundener Stickstoff mit dem Überschussschlamm abgezogen wird (23,6% oder $2,6 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$) und damit auch eine geringere TKN-Fracht in der Trübwasserbehandlung nitrifiziert wird. Damit ist auch die „Rückbelastung“ aus der Trübwasserbehandlung geringer – wobei, wie schon erwähnt, in diesem Teilstrom Nitrat überwiegt.

Aufgrund der Anforderung einer Gesamtstickstoffentfernung von 70 % müssen bei Annahme einer Zulauffracht von $11 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ insgesamt $7,7 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$

entfernt werden; wegen der Festlegung eines N-Gehalts des entwässerten Überschussschlamm von $2,5 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ (Kühn, 2000) müssen somit mindestens $5,2 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ nitrifiziert werden. Es wird jedoch angenommen, dass im Ablauf kein Ammonium vorliegt; daraus ergibt sich, dass insgesamt $11,0 - 2,5 - 0,4 = 8,1 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ nitrifiziert werden müssen. Der organisch gebundene Stickstoff im Ablauf wird mit $0,4 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ abgeschätzt.

Mit dem Überschussschlamm wird bei der einstufigen Anlage $2,6 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ abgezogen, davon werden in der Trübwasserbehandlung 80% oder $2,1 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ nitrifiziert. Somit müssen in der einstufigen Belebungsanlage $8,1 - 2,1 = 6,0 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ nitrifiziert werden. Die Nitrifikation von $1 \text{ g}_{\text{NH}_4\text{-N}}$ verursacht einen Sauerstoffverbrauch von $4,33 \text{ g}_{\text{O}_2}$.

Für die einstufigen Belebungsanlage ergibt sich aus der CSB-Bilanz (Abbildung 3) ein Sauerstoffverbrauch von $50 \text{ g}_{\text{CSB}}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ für den CSB-Abbau. Dieser Sauerstoffverbrauch tritt parallel zur Nitrifikation auf. Somit ergibt sich in der einstufigen Belebungsanlage ein Gesamtsauerstoffbedarf von

$$OV_{\text{BIO_EINSTUFIG}} = 50 + 6,0 \cdot 4,33 = 76 \frac{\text{g}_{\text{O}_2}}{\text{EW} \cdot \text{d}}.$$

Analog ist der Gesamtsauerstoffbedarf der HYBRID[®]-Anlage

$$OV_{\text{BIO_HYBRID}} = 120 \cdot 0,311 + (11 - 2,5 - 0,4 - 11 \cdot 0,318 \cdot 0,8) \cdot 4,33 = 60 \frac{\text{g}_{\text{O}_2}}{\text{EW} \cdot \text{d}}.$$

Der Sauerstoffbedarf für den CSB-Abbau in der Trübwasserbehandlung kann in erster Näherung vernachlässigt werden, es entsteht ein Sauerstoffverbrauch von $9,1 \text{ g}_{\text{O}_2}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ und $12,1 \text{ g}_{\text{O}_2}/(\text{EW} \cdot \text{d})$, für das einstufige bzw. HYBRID[®]-Verfahren.

Wie die N-Bilanzen (Abbildung 4 und Abbildung 5) zeigen, werden bei beiden Verfahren 47,3% oder $5,2 \text{ g}_N/(\text{EW} \cdot \text{d})$ denitrifiziert.

Somit ergibt sich insgesamt ein Sauerstoffverbrauch für die beiden Anlagenkonfigurationen:

Einstufig:

$$OV_{\text{GES_EINSTUFIG}} = OV_{\text{BIO}} + OV_{\text{TWB}} - OV_{\text{DN}} = 76 + 9,1 - 5,2 \cdot 2,86 = 70 \text{ g}_{\text{O}_2}/(\text{EW} \cdot \text{d})$$

HYBRID[®]:

$$OV_{GES_HYBRID} = OV_{BIO} + OV_{TWB} - OV_{DN} = 60 + 12,1 - 5,2 \cdot 2,86 = 57 \text{ gO}_2/(\text{EW} \cdot \text{d})$$

2.2 Schlammeigenschaften

Die Schlammbelastung ist ein wesentlicher Parameter für die Schlammeigenschaften; bei hoher Schlammbelastung haben fadenförmige Bakterien keinen Wachstumsvorteil (Matsché und Kreuzinger, 1998). Zusätzlich werden in der Hochlaststufe Fette und Öle weitgehend entfernt und sind somit in der Schwachlaststufe nicht mehr für Fadenbildner verfügbar.

Die guten Schlammeigenschaften in der Hochlaststufe übertragen sich auf die Schwachlaststufe, da (i) dort nur eine geringe Schlammproduktion erfolgt und (ii) eine ständige „Beimpfung“ durch den für die Denitrifikation eingebrachten Hochlastschlamm erfolgt.

Sowohl bei Pilot- (Wandl et al., 2001) als auch auf Großanlagen (Dum, 2006) haben sich in der Praxis die oben beschriebenen Phänomene bestätigt.

3 Praktische Erfahrungen und Kosten

Nachfolgend wird anhand einiger konkreter Beispiele die Implementierung des HYBRID[®]-Verfahrens in bestehende einstufige Belebungsanlagen und die dafür erforderlichen Kosten dargestellt.

3.1 ARA Hohenems, 170.000 EW

Die ARA Hohenems wurde in ihrer ursprünglichen Form in den Jahren 1979-1981 errichtet. Im Jahre 2002 erfolgte die Planung für den Ausbau; die erweiterte Anlage wurde 2006 in Betrieb genommen – wobei während der gesamten Umbauzeit der Anlagenbetrieb aufrecht erhalten wurde (Schättle und Gasser, 2006). Tabelle 3 zeigt die Auslegungsdaten für 1977 und 2002 bzw. die Betriebsdaten für das Jahr 2002.

Tabelle 3: Bemessungs- und Betriebsdaten der ARA Hohenems für 1977 und 2002

	BEMESSUNGSDATEN (1977)			BETRIEBSDATEN (2002) ⁺			BEMESSUNGSDATEN (2002)		
Q _d [m ³ /d]	24.000			17.355			24.000		
Q _{max} [l/s]	470			351 [*] (- 800 ^{**})			600		
	Zulauffracht [kg/d]	Ablaufgrenzwert [mg/l]	Entfernungsrate [%]	Zulauffracht [kg/d]	Ablaufgrenzwert [mg/l]	Entfernungsrate [%]	Zulauffracht [kg/d]	Ablaufgrenzwert [mg/l]	Entfernungsrate [%]
BSB ₅	9.000	15	93 %	9.400	7	98 %	10.300	15	95 %
CSB	12.000	60		20.800	36	96 %	22.700	60	90 %
TP		0,30	95 %	258	0,24	97 %	210	0,50	95 %
NH ₄ -N							780	5 ⁺	
TN									70 % ⁺⁺

⁺) Jahresmittelwerte (LWB, 2003), ^{*}) Jahresmittelwert, ^{**}) Maximum, ⁺) bei T > 8 °C, ⁺⁺) bei T > 12 °C

Für den Ausbau der Anlage war faktisch keine Erweiterungsfläche verfügbar (Abbildung 6). Das HYBRID[®]-Verfahren konnte ohne Neubau von Becken im Bestand integriert werden.

Von der bestehenden Belebungsbecken wurde ein Viertel abgetrennt, die Wände erhöht und darin die Hochlaststufe untergebracht. Das bestehende Vorklärbecken wurde als Zwischenklärung umgewidmet. Im Ablauf des bestehenden Sandfanges konnte durch den Einbau eines Klappwehres hydraulische Höhe gewonnen werden – damit konnte der neue Fließweg Sandfang-Hochlast-Zwischenklärung ohne ein zusätzliches Pumpwerk realisiert werden. Der verbleibende Teil des bestehenden Belebungsbeckens wurde als Schwachlaststufe mit fünf Kaskaden umgebaut. Für die Nitrifikation der Trübwässer wurde ein Durchlaufreaktors in Form eines Turms errichtet.

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Nutzung der bestehenden Becken der ARA Hohenems für das HYBRID[®]-Verfahren.

Tabelle 4: Nutzung der bestehenden Becken der ARA-Hohenems für das HYBRID®-Verfahren

BECKENVOLUMINA [m³]	Bestand (1977)	HYBRID® (2002)
Vorklärung	3,160	-
Belebung – Stufe 1	6,900	2,200*
Zwischenklärung	-	3,160**
Belebung – Stufe 2	-	5,500*
Nachklärung	4,400	4,400
Trübwassernitrifikation	-	440 ⁺

* Integriert im bestehenden BB, ** Bestehendes VKB, ⁺ Neubau

Abbildung 6 zeigt ein Anlagenschema nach dem Umbau für das HYBRID®-Verfahren.

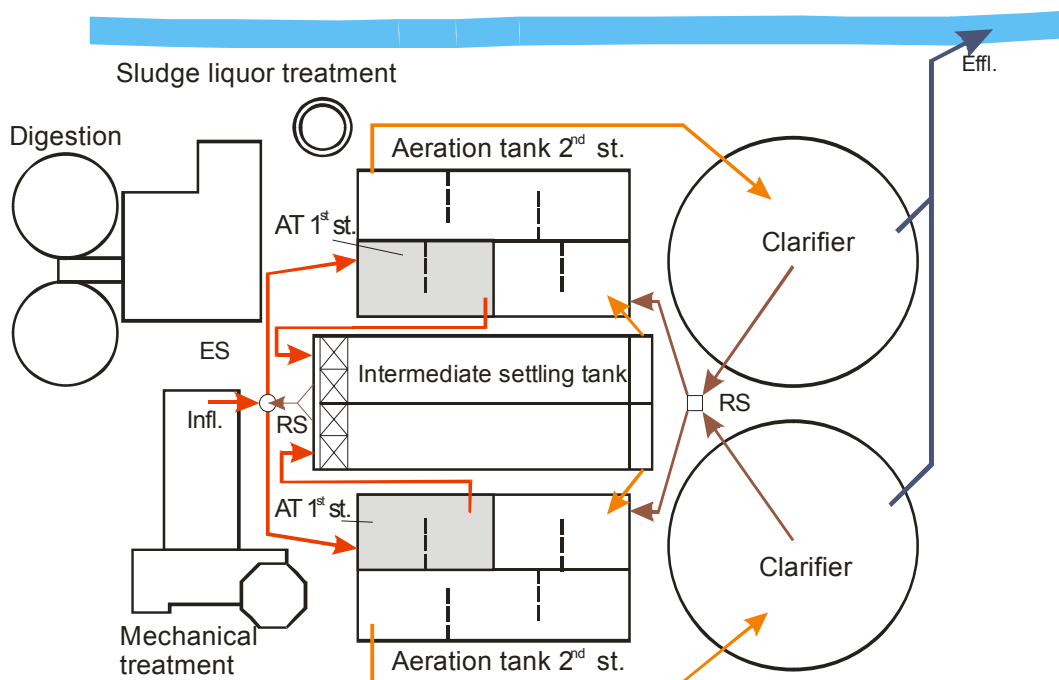


Abbildung 6: Schema der ARA Hohenems nach dem Umbau für das HYBRID®-Verfahren

Die Ausbaukosten waren in Summe 5,1 Mio. €, was EW-spezifische Ausbaukosten von 30 € ergibt. Das EW-spezifische Volumen (BB1+ZKB+BB2) beträgt 64 l/EW. Die Betriebskosten für das Jahr 2007 waren in der Größenordnung von 0,30 €/m³.

3.2 ARA Knittelfeld, 70.000 EW

Die ARA Knittelfeld wurde im Jahre 1983 in Betrieb genommen; die Ausbauplanung begann im Jahr 2001. Auch hier wurde während der Umbauphase der Anlagenbetrieb aufrecht erhalten; die erweiterte Anlage wurde 2006 in Betrieb genommen.

Die Anlage Knittelfeld empfängt neben kommunalem Abwasser auch das Abwasser einer Molkerei; der Anteil an der gesamten Anlagenbelastung liegt bei etwa 15 %. Dies hatte in der Vergangenheit oft zu erheblichen Blähschlammproblemen geführt.

Als weitere Randbedingung für die Erweiterung waren die limitierten Platzverhältnisse und der hohe Grundwasserspiegel zu berücksichtigen. Wiederum konnte faktisch der gesamte Bestand genutzt werden; zusätzlich wurde ein neues Nachklärbecken errichtet. Es wurde ein vertikal durchströmtes Becken mit Saugräumern gewählt; dieses hat neben dem Entfall der Schlammtrichter auch den Vorteil des Flockenfilters und damit eines sehr schwebstoffarmen Ablaufs (Siegrist et al., 1995). Tabelle 5 zeigt die Auslegungsdaten für 1978 und 2001 bzw. die Betriebsdaten für das Jahr 2001.

Abbildung 7 zeigt das Anlagenschema der ARA Knittelfeld nach dem Umbau für das HYBRID[®]-Verfahren.

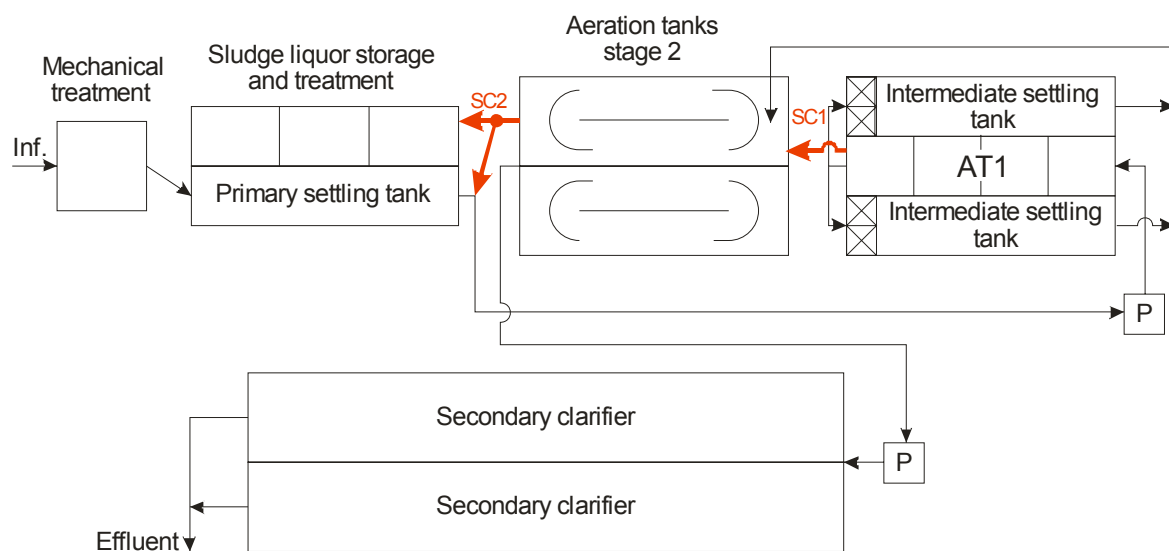


Abbildung 7: Schema der ARA Knittelfeld nach dem Umbau für das HYBRID[®]-Verfahren (P = Pumpwerk)

Tabelle 5: Bemessungs- und Betriebsdaten der ARA Knittelfeld für 1978 und 2001

	BEMESSUNGSDATEN (1978)			BETRIEBSDATEN (2001) ⁺			BEMESSUNGSDATEN (2001)		
Q_a [m ³ /d]	8.500			4.800			10.000		
Q_{max} [l/s]	525 [*] / 350 ^{**}						630		
	Zulauffracht [kg/d]	Ablaufgrenzwert [mg/l]	Entfernungsrate [%]	Zulauffracht [kg/d]	Ablaufgrenzwert [mg/l]	Entfernungsrate [%]	Zulauffracht [kg/d]	Ablaufgrenzwert [mg/l]	Entfernungsrate [%]
BSB₅	3.000	25		2.800	8	99 %	4.200	15	95 %
CSB		90		4.350	42	95 %	8.400	60	90 %
TP				56			126	1,0	
NH₄-N								5 ⁺⁺	
TN				310	22	66 %	770		70 % ⁺⁺

^{*}) Mechanische Stufe, ^{**}) Biologische Stufe, ⁺⁺⁾ bei T > 8 °C, ⁺⁺⁾ bei T > 12 °C

Nach Rechen und Sandfang gelangt das Abwasser in das Vorklärbecken (Bestand), das zu 50 % weiterhin als solches genutzt wird. Die bestehende Nachklärung (3-straßig) wurde derart umgebaut, dass die mittlere Straße nunmehr als Hochlast genutzt wird (Erhöhung der Trennwände und Kaskadierung). Der Ablauf der Vorklärung wird in die Hochlaststufe gehoben (H = 3,1 m), der Ablauf der Hochlast wird auf die beiden äußeren Straßen der bestehenden Nachklärung aufgeteilt, die nun als Zwischenklärung genutzt werden. Der Ablauf der Zwischenklärung fließt in freiem Gefälle in das bestehende Belebungsbecken, das nunmehr als Schwachlaststufe genutzt wird. Der Ablauf der Schwachlaststufe wird in die neu errichtete Nachklärung gehoben (H = 3,5 m). Dieses Konzept wurde gewählt, um das neue Nachklärbecken weniger tief gründen zu müssen; andererseits entfällt das Rücklaufschlammwerk – der Rücklaufschlamm der Nachklärung läuft im freien Gefälle zurück; seine Mengeneinstellung erfolgt durch die Förderpumpen auf den Saugräumen. Auch ein Hochwasserpumpwerk konnte durch Wahl dieses Konzepts entfallen. Die zweite Straße der bestehenden Vorklärung wurde

kaskadiert und wird nun für die Trübwasserspeicherung und -nitrifikation genutzt.

Tabelle 6: Nutzung der bestehenden Becken der ARA-Knittelfeld für das HYBRID[®]-Verfahren

BECKENVOLUMINA [m³]	Bestand (1978)	HYBRID [®] (2001)
Vorklärung	1.400	700*
Belebung – Stufe 1	4.120	1.400 ⁺
Zwischenklärung	-	2.900 ⁺
Belebung – Stufe 2	-	4.120 ^{**}
Nachklärung	4.400	7.000 ⁺⁺
Trübwassernitrifikation & -speicherung	-	530* + 170*

* Integriert im bestehenden VKB, ⁺ Integriert im bestehenden NKB, ^{**} Bestehendes BB, ⁺⁺ Neubau

Die Ausbaukosten waren in Summe 11,3 Mio. €, was EW-spezifische Ausbaukosten von 161 € ergibt. Das EW-spezifische Volumen (BB1+ZKB+BB2) beträgt 120 l/EW.

3.3 ARA St.Michael/Lungau, 25.000 EW

Die ARA St.Michael/Lungau ist durch die Besonderheit gekennzeichnet, dass sie von Winter- und Sommerfremdenverkehrsbelastungsspitzen betroffen ist. Besonders die Belastung durch den Wintertourismus stellt dabei eine Herausforderung dar, da diese bei Temperaturen im Belebungsbecken von etwa $T_{BB} = 6^{\circ}\text{C}$ auftritt und zusätzlich mit Saisonbeginn kurzfristig rasch ansteigt (Winkler et al., 2004).

Die Anpassung an den Stand der Technik erfolgte in zwei Schritten (2000 und 2007) wobei beim ersten Schritt noch ein einstufiges Ausbaukonzept verfolgt wurde. Dadurch wurden im ersten Ausbauschnitt auch zum Teil Maßnahmen realisiert, die bei einem sofortigen Umbau auf das HYBRID[®]-Verfahren entfallen hätten können. Schätzt man, unter diesem Aspekt, das Einsparungspotential des ersten Bauabschnitts mit etwa 7%, so ergeben sich die Gesamtausbaukosten für das HYBRID[®]-Verfahren zu etwa 5,1 Mio €. Es sei in

diesem Zusammenhang darauf hingewiesen, dass eine Wirtschaftlichkeitsprüfung im zweiten Ausbauschnitt zugunsten einer Kompaktfaulungsanlage (reduzierte maschinelle Ausrüstung) ausfiel – die Kosten der Kompaktfaulungsanlage waren in der Größenordnung von € 600.000,-. Inklusiv dieser Maßnahme ergeben sich EW-spezifische Ausbaurkosten von € 204. Gegenüber einem einstufigen Ausbau konnte etwa eine Einsparung von etwa 30 % realisiert werden.

4 Zusammenfassung

Mit dem HYBRID[®]-Verfahren steht ein zweistufiges Belebungsverfahren zur Verfügung, das im Hinblick auf die Stickstoffentfernung optimiert ist. Das Verfahren eignet sich insbesondere zur Anpassung bestehender Anlagen an den Stand der Technik, da es (i) einen geringen Volumen- und damit Flächenbedarf hat und (ii) sich sehr gut in bestehende Bauwerke integrieren lässt. Oftmals bietet sich damit überhaupt erst die Option bestehende Kläranlagenstandorte zu erhalten.

Theoretische Überlegungen zeigen klar die Eigenschaften des Verfahrens eines, gegenüber einstufigen Verfahren, geringeren Sauerstoffverbrauchs und einer höheren Gasproduktion in einer nachgeschalteten Faulung – auch wenn in der Praxis erzielte Werte von den anlagenspezifischen Verhältnissen beeinflusst werden und daher von diesen theoretischen Werten abweichen können.

In der praktischen Realisierung zeigt das HYBRID[®]-Verfahren Vorteile insbesondere bei starken Belastungsschwankungen, da diese in der Hochlaststufe weitgehend abgefangen werden können und sich damit nur in geringem Ausmaß auf die Schwachlaststufe auswirken. Auch betreffend der Schlammigenschaften konnte in der Praxis durchgehend eine positive Wirkung, auch unter schwierigen Randbedingungen (z.B. Molkereieinfluss), beobachtet werden.

Praktische Fallbeispiele zeigen EW-spezifische Ausbaurkosten im Bereich von 30-195 €, was wiederum sehr von den Anlagengegebenheiten abhängt. In diesen Kosten sind die Mehraufwendungen für das HYBRID[®]-Verfahren bereits enthalten. Im Wesentlichen sind das das Zwischenklärbecken mit der

zugehörigen RS-Pumpstation, die Belüftungssysteme der getrennten Belebungsstufen, der erhöhte Aufwand in der Energie- und MSR-Technik und die zusätzlichen Schlammkreisläufe.

5 Danksagung

Die Autoren danken allen Verbänden, dem Betriebspersonal der Anlagen und den jeweiligen Planern für die sehr gute und konstruktive Zusammenarbeit und das entgegengebrachte Vertrauen. Als einem der „Geburtshelfer“ des HYBRID[®]-Verfahrens sei auch Herrn DI Thomas Gamperer und der WABAG gedankt.

Es ist mir ein persönliches Anliegen, mich bei Prof. Matsché für die sehr gute Zusammenarbeit zu bedanken. Diese Jahre waren aufgrund seines großen Wissens, aber auch seiner großen Persönlichkeit sehr fruchtbar für mich und vor allem auch immer von einem sehr guten menschlichen Klima geprägt. So wünsche ich Dir, lieber Norbert, alles Gute, Gesundheit und vor allem viel Spaß bei all Deinen zukünftigen Unternehmungen.

Das Entscheidende am Wissen ist, dass man es beherzigt und anwendet.

Konfuzius

6 Literatur

- AEV (1996): *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser)*, BGBl. Nr. 210/1996, geändert durch BGBl. II Nr. 392/2000
- ATV-A131 (2000): Arbeitsblatt ATV-DVWK-A131: *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*, ISBN 3-933707-41-2, DWA Hennef
- Dum M. (2006): *Zweistufige Belebungsanlage – Hybrid – Verfahren*, Wiener Mitteilungen **195**, pp. 199-224, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Europäische Patentschrift (EP-0-527-123-B1): *Belebtschlammverfahren zur Reinigung von Abwasser* (1992)
- Kühn V. (2000): *Die Einordnung der Stickstoffrückbelastung aus der anaeroben Schlammstabilisierung in den Bilanzrahmen einer kommunalen*

- Abwasserreinigungsanlage*, Dresdner Berichte **15**, Technische Universität Dresden – Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
- LWB – Landeswasserbauamt Bregenz (2003): *Abwasserreinigungsanlagen in Vorarlberg-Jahresbericht 2002*, <http://www.vorarlberg.at/pdf/jahresbericht2002.pdf>
- Matsché N. und Kreuzinger N. (1998): *Blähschlamm, Schwimmschlamm, Schaum - Ursachenerkennung und Bekämpfung*, Wiener Mitteilungen **145**, pp. 141 - 177, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Parravicini V., Smidt E., Svardal K. und Kroiss H. (2006): *Evaluating the stabilisation degree of digested sewage sludge: investigations at four municipal wastewater treatment plants*, WatSciTech **53**(8), pp. 81-90
- Schättle W. und Gasser M. (2006): *Zweistufiges Belebungsverfahren*, Wiener Mitteilungen **195**, pp. 225 - 252, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Siegrist H., Krebs P., Buehler R., Purtschert I., Roeck C. and Rufer R. (1995): *Denitrification in secondary clarifiers*. WatSciTech **31**(2), pp. 205–214
- STAN (2006): *STAN - Software für Stoffflussanalyse*, <http://www.iwa.tuwien.ac.at/iwa226/stan.html>
- Wandl G, Müller H., Svardal K. und Winkler S. (2001): *Anpassung der HKA Wien – Betriebserfahrungen mit der Pilotanlage*, Wiener Mitteilungen **166**, pp. 297 - 329, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Winkler S., Matsché N., Gamperer T. and Dum M. (2004): *Sewage-treatment under substantial load variations in winter tourism areas – a full case study*, WatSciTech **50**(7), pp. 147–155, IWA London

Kontakt:

Stefan WINKLER & Norbert MATSCHÉ

Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte
Tel.: +43 1 58801 22662 (22620)

email: swinkler@iwag.tuwien.ac.at
nmatsche@iwag.tuwien.ac.at

Zweistufige Belebungsanlagen im praktischen Betrieb am Beispiel der HKA Wien

DI Dr. Gerald Wandl

Entsorgungsbetriebe Simmering Ges.m.b.H.

Abstract: Die seit 1980 als hochbelastete Belebungsanlage zur Entfernung der organischen Verschmutzung in Betrieb befindliche Hauptkläranlage Wien musste an den Stand der Technik angepasst werden. Hauptaugenmerk lag dabei auf der Nitrifikation und der Stickstoffentfernung. Nach eingehender Planung und Untersuchung vieler verfahrenstechnischer Möglichkeiten wurde die Anlage als zweistufige Belebungsanlage mit internen Kreisläufen zur Optimierung der Stickstoffentfernung ausgebaut. Die Ausbaustufe wurde in den Jahren 2000 bis 2005 errichtet und ist mittlerweile seit fast 3 Jahren in Betrieb. Der folgende Beitrag gibt einen Überblick über die Verfahrenstechnik und zeigt die Betriebsergebnisse sowie die Betriebserfahrungen, die seit der Inbetriebnahme der zweistufigen Belebungsanlage gewonnen wurden.

Key Words: Hauptkläranlage Wien, zweistufige Belebungsanlage, Bypass, Hybrid, Rückführung

1 Einleitung

In den 1970er Jahren wurde von der Wiener Stadtverwaltung die Erweiterung des Wiener Kanalnetzes und die Errichtung einer Kläranlage zur Reinigung der anfallenden Abwässer beschlossen. Am 30. Juni 1980 nahm die Hauptkläranlage Wien mit einer Ausbaugröße von ca. 3 Millionen Einwohnerwerten als zentraler Bestandteil des Wiener Abwasserbeseitigungs-Anlagensystems WABAS 80 ihren Betrieb auf. Die Reinigungsleistung von mehr als 80% bezogen auf BSB₅ trug wesentlich zur Verbesserung der Wassergüte der Donau bei.

Im Lauf der Zeit stiegen die Ansprüche an die Gewässerreinhaltung weiter.

Insbesondere betrifft dies die Oxidation und Entfernung der Stickstoffverbindungen aus dem Abwasser. Um diesen Ansprüchen genügen zu können, wurde eine Erweiterung der Hauptkläranlage Wien erforderlich.

Bereits bei der Errichtung der Wiener Hauptkläranlage, deren Verfahrenstechnik Anfang der Siebzigerjahre entwickelt wurde (von der Emde, 1982), wurden Erweiterungsmöglichkeiten vorgesehen. Die ersten Variantenstudien der TU-Wien dazu wurden 1984 vorgelegt. Nach einer Vielzahl von weiteren Studien, Konzepten, Variantenvergleichen und Versuchen wurde 1996 letztlich ein Konzept für die Kläranlagenerweiterung entwickelt, das einen Anlagenausbau nach dem Belebungsverfahren durch die Errichtung einer zweiten biologischen Reinigungsstufe vorsah. Dieses zweistufige Ausbaukonzept wurde in den Jahren 2000 bis 2005 umgesetzt und mit Februar 2005 in Betrieb genommen.

Der folgende Beitrag gibt einen Überblick über die erweiterte Hauptkläranlage Wien und zeigt die Reinigungsergebnisse der ersten drei Betriebsjahre.

2 Anlagenbestand von 1980

Das Wiener Abwasser wird der Hauptkläranlage über große Abwassersammelkanäle (Rechter Hauptsammelkanal, Linker Hauptsammelkanal, Linker Donausammelkanal, Kaiserebersdorfer Sammelkanal) zugeleitet. Nach dem Schotterfang wird das Abwasser im Schneckenhebewerk mittels sechs Abwasserschnecken auf das Niveau der Kläranlage gepumpt. Im Rechenhaus und dem anschließenden Sandfang werden Rechengut, Schwebstoffe und Sand aus dem Abwasser entfernt. Im Anschluss daran wird der Abwasserstrom in zwei symmetrisch zueinander liegende Behandlungslinien (Nord und Süd) aufgeteilt.

Die Vorklärung umfasst acht Becken mit einer Gesamtoberfläche von 9.470 m² und einem Volumen von 28.500 m³.

Die anschließende Biologie, die seit der Anlagenerweiterung als erste biologische Stufe genutzt wird, besteht aus 4 Belebungsbecken mit einem Gesamtvolumen von 42.000 m³. Die Belüftung in den Belebungsbecken erfolgt mit 32 Kreiselbelüftern. Die 16 bestehenden Nachklärbecken mit einem Volumen von 65.400 m³ und einer Oberfläche von 28.400 m² werden seit der

Erweiterung der Kläranlage als Zwischenklärbecken genutzt. Die Schlammräumung in den Becken selbst erfolgt mit Schildräumern und in den beiden Verteilbecken mit Saugräumern. Der Rücklaufschlamm wird über zwei Schneckenpumpwerke zurück in die Hochlastbiologie gefördert.

Der Überschussschlamm, sowie der Primärschlamm aus der Vorklärung werden in den vier Schlammendickern mit einem Gesamtvolumen von 13.500 m³ statisch auf einen Trockensubstanzgehalt von ca. 3,5 % eingedickt und der weitergehenden Schlammbehandlung zugeführt, welche seit dem Jahr 2000 nicht mehr von der Entsorgungsbetriebe Simmering GmbH betrieben wird. Der Klärschlamm wird mittels Zentrifugen entwässert und anschließend in Wirbelschichtöfen verbrannt (Papp und Zelinka, 2007).

Die Hauptkläranlage Wien hat vor der Erweiterung 90% der Abwässer Wiens behandelt, nur die Abwässer im Einzugsbereich der Liesing wurden der Kläranlage Blumental zugeführt.

Die Anlage war für eine biologische Behandlung von 12 m³/s Abwasser ausgelegt und für eine mechanische Behandlung von weiteren 12 m³/s. Die maximale hydraulische Belastung der Hauptkläranlage betrug somit im Mischwasserfall 24 m³/s.

Bis zum Jahr 2005 wurde das gereinigte Abwasser im freien Gefälle in den Donaukanal geleitet. Nach der Inbetriebnahme der neuen Anlagenteile wird das Abwasser nun dem Zwischenpumpwerk zugeleitet.

3 Erweiterung der Hauptkläranlage Wien

3.1 Anforderungen an die Reinigungsleistung

Im Jahr 1990 wurde das österreichische Wasserrechtsgesetz (WRG) novelliert und mit dieser Novelle das WRG 1959 grundlegend umgestaltet.

Im April 1991 wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft die Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV) und die Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für

Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser) erlassen. Im April 1996 bzw. Mai 1996 wurden diese Verordnungen infolge der notwendigen Harmonisierung mit den entsprechenden EU-Richtlinien novelliert.

In der 1. AEV für kommunales Abwasser werden Emissionsbegrenzungen festgelegt, wobei sowohl Mindestwirkungsgrade als auch maximale Ablaufkonzentrationen definiert sind.

Der Mindestwirkungsgrad der Abwasserreinigung wurde für Kläranlagen größer 1.000 Einwohnerwerte (EW) mit 95 % für den BSB₅ und mit 85 % für die Parameter CSB und TOC festgelegt. Bei der Stickstoffelimination gilt für Anlagen größer 5.000 EW ein Wert von 70 % als arithmetisches Mittel aller im Laufe eines Untersuchungsjahres bei Abwassertemperaturen größer 12°C gemessenen Wirkungsgrade.

Die in der Tagesmischprobe maximal zulässigen Ablaufkonzentrationen bei Anlagen größer 50.000 EW sind folgendermaßen festgelegt:

BSB ₅	15 mg/l	
CSB	75 mg/l	
TOC	25 mg/l	
NH ₄ -N	5 mg/l	(bei einer Abwassertemperatur größer als 8 °C)
Gesamt-P	1 mg/l	(als arithmetisches Mittel aller Messwerte eines Untersuchungsjahres, wobei kein Messwert den Emissionswert um mehr als 100 % überschreiten darf)

3.2 Auswahl der Verfahrenstechnik

Für die Erweiterung der Hauptkläranlage waren folgende Randbedingungen zu beachten:

- Integration der bestehenden Kläranlage in das Verfahrenskonzept
- Hydraulische Kapazität bei Mischwasser von 18m³/s
- Stabile Nitrifikation in der 2. Stufe und hohe Denitrifikationsleistung

Nach eingehender Planung und Untersuchung vieler verfahrenstechnischer Möglichkeiten wurde die Anlage als zweistufige Belebungsanlage ausgebaut.

Die Becken der neu zu errichtenden 2. Stufe mit einem Belebungsbeckenvolumen von 171.000 m³ und einem Nachklärbecken­volumen von knapp 200.000 m³ wurden als 15 verfahrenstechnisch gleichwertige Linien ausgeführt, die in drei Blöcke (West, Mitte, Ost) baulich zusammengefasst wurden.

Da die Anforderungen an die Stickstoffentfernung (70 % im Jahresmittel bei Temperaturen > 12 °C) aufgrund der räumlichen Trennung von Kohlenstoffentfernung (in der 1. Stufe) und Nitrifikation (in der 2. Stufe) mit einem rein zweistufigen Verfahrenskonzept nicht erfüllt werden können, wurden verschiedene Möglichkeiten zur Erhöhung der Denitrifikationsleistung der Anlage vorgesehen, die in Zusammenarbeit zwischen den Anlagenplanern und der Technischen Universität Wien entwickelt wurden (Kroiss *et al.*, 2004). Die implementierten Maßnahmen sind in Abbildung 1 dargestellt und im Anschluss beschrieben.

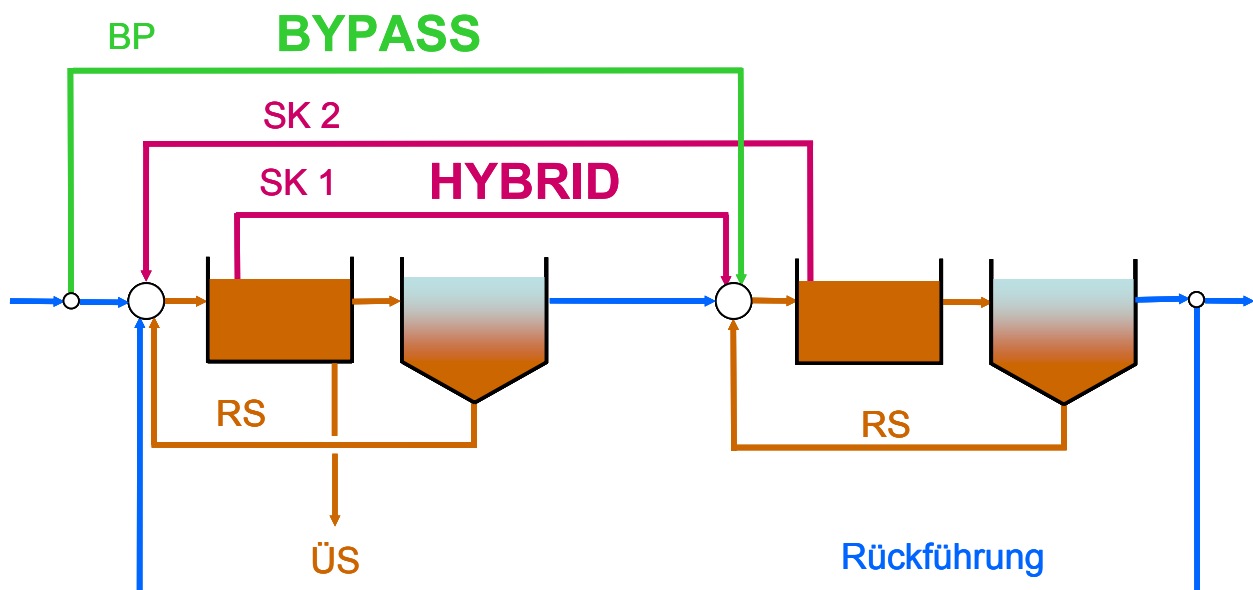


Abbildung 1: zweistufiges Verfahrenskonzept der HKA Wien mit internen Kreisläufen

3.2.1 Bypassbetrieb

Im Bypassbetrieb wird ein Teilstrom des vorgeklärten Abwassers direkt der 2. Belebungsstufe zugeführt, um diese mit ausreichend Denitrifikationssubstrat zu versorgen. Abhängig von der Belebungsbeckentemperatur, welche das erforderliche aerobe Volumen für die Einhaltung einer gesicherten Nitrifikation

in der 2. Stufe bestimmt, sind dies ca. 20 % des Kläranlagenzuflusses im Winter und bis zu 50 % im Sommer.

3.2.2 Hybridbetrieb

Beim Hybridbetrieb (Matsché und Moser, 1993) wird das gesamte vorgeklärte Abwasser der ersten biologischen Stufe zugeführt.

Zur Steigerung der Denitrifikationsleistung der 2. Stufe wird über den Schlammkreislauf 1 (SK1) Belebtschlamm aus der hochbelasteten 1. Stufe in die 2. Stufe eingebracht. Durch die Einleitung von hochaktivem, mit frischem Substrat beladenem Belebtschlamm aus der 1. Stufe in die Denitrifikationszonen der 2. Stufe wird der erhöhte Sauerstoffbedarf des Schlammes zur Denitrifikation genutzt. Die gezielte Überführung dieses Schlammes ermöglicht so die Einbringung von denitrifizierender Biomasse und abbaubarem Kohlenstoff.

Der Hybridbetrieb ist in Wien auf Trockenwettertage beschränkt, da die hydraulische Kapazität der alten Anlage auf 12 m³/s beschränkt ist. Bei Abwassermengen zwischen 12 und 18 m³/s wird daher auf Bypassbetrieb gewechselt.

3.2.3 Einleitung des nitrifizierenden Überschussschlammes der 2. Stufe in die 1. Stufe

Das Verfahrenskonzept beinhaltet weiters die Überleitung des nitrifizierenden Überschussschlammes der 2. Stufe in die 1. Stufe (Schlammkreislauf 2, SK2). Dadurch werden Nitrifikanten in die 1. Stufe verlagert, womit dort trotz des für das Nitrifikantenwachstum an sich zu geringen Schlammalters eine Teilnitrifikation ermöglicht wird.

Mithilfe der zwei Schlammkreisläufe können dem Hybridverfahren bei hohem Schlammaustausch eher die Verhältnisse einer einstufigen bzw. bei geringem Schlammaustausch eher die Verhältnisse einer rein zweistufigen Belebungsanlage eingestellt werden.

Bei der Hauptkläranlage Wien wird der Überschussschlamm der 2. Stufe sowohl beim Bypass- als auch beim Hybridbetrieb in die 1. Stufe eingeleitet, um die Vorteile dieser Betriebsart ständig nutzen zu können.

3.2.4 Rückführung von nitrathältigem Ablauf der 2. Stufe in die 1. Stufe

Diese Betriebsweise bietet die Möglichkeit, einen Teil der im Ablauf enthaltenen Nitratfracht mit den im Zulauf zur 1. Stufe enthaltenen leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen als Substrat zu denitrifizieren.

Da der Betrieb der Rückführung zusätzliche Pumpkosten verursacht, wird diese nur dann betrieben, wenn die Nitratkonzentration im Ablauf ein bestimmtes Niveau überschreitet, weil nur dann auch die in die 1. Stufe eingetragene Nitratfracht ein nennenswertes Ausmaß erreicht. Dies ist vor allem bei geringeren Abwassertemperaturen im Winter der Fall, wenn die 2. Stufe mit einem höheren aeroben und damit geringerem Denitrifikationsvolumen betrieben werden muss.

Der Zulauf zur 1. Stufe wird durch das Rückführwasser derart ergänzt, dass eine konstante hydraulische Beschickung der ersten Belebungsstufe gewährleistet ist. Im Bypassbetrieb kann daher mehr Ablaufwasser rückgeführt werden, als im Hybridbetrieb, weil dabei ein Teil des Anlagenzulaufs direkt der 2. Stufe zugeführt wird.

Die 1. Stufe kann hydraulisch bis maximal $12 \text{ m}^3/\text{s}$ belastet werden. Bei Regenwetter wird der Betrieb der Rückführung daher eingestellt.

3.2.5 Interne Rezirkulation in der Belebungsstufe 2

Zur Ausnutzung der Denitrifikationskapazität bei hoher Abwassertemperatur kann eine interne Rezirkulation zur Rückführung von nitrathaltigem Belebtschlamm aus der Kaskade 3 der Belebungsbecken der Belebungsstufe 2 in die vorgeschaltete Denitrifikationszone derselben Stufe betrieben werden.

3.3 Bemessungsgrundlagen

Die Bemessung wurde für einen Zeitraum von 10 Jahren nach Fertigstellung der Erweiterungsstufe angesetzt. Als Bemessungszeitpunkt ergibt sich somit das Jahr 2015.

Basierend auf einer voraussichtlichen Bevölkerungsentwicklung sowie einer hydrodynamischen Kanalnetz- und Schmutzfrachtberechnung ergab sich folgende Projektauslegung:

angeschlossene Einwohner:	1.780.000	E
Einwohnergleichwerte:	4.000.000	EW
BSB ₅ -Bemessungsfracht:	240	t/d
Gesamt-N-Bemessungsfracht:	38	t/d
Gesamt-P-Bemessungsfracht	5,7	t/d

Der Abwasserzufluss beträgt bei Trockenwetter (Tagesspitze) 9,4 m³/s, der maximale Mischwasserzulauf wurde aufgrund der geplanten Erweiterungsmaßnahmen im Kanalnetz von 24 auf 18 m³/s reduziert.

3.4 Konstruktive Umsetzung

Die konstruktive Umsetzung der Anlagenerweiterung ist detailliert in Klager (2001) beschrieben. Im Folgenden sind die wesentlichsten Teile der Anlagenerweiterung noch einmal dargestellt.

Der Ablauf der 1. Belebungsstufe und der Rücklaufschlamm aus der 2. Stufe werden dem Zwischenpumpwerk zugeleitet und auf das Anlagenniveau der Erweiterungsstufe gehoben.

Im Anschluss an das Zwischenpumpwerk wird das Abwasser und der Rücklaufschlamm der 2. Stufe im Mischerbauwerk, das zwei statische Mischelemente enthält, intensiv vermischt. Eine möglichst vollständige Mischung ist wesentlich, um eine möglichst gleichmäßige Belastung und eine gleichmäßige Schlammqualität in den Becken der 2. Stufe zu gewährleisten.

Nach dem zweiten Mischelement erfolgt die geregelte Überschuss-schlammmentnahme der 2. Stufe. Der Überschusschlamm der 2. Stufe wird im Regelfall den Anlagenstraßen Nord und Süd der 1. Stufe zugeleitet.

Im Anschluss daran wird das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch im Verteilbauwerk über Mess- und Regelstrecken gleichmäßig auf die 15 neuen Belebungsbecken der Erweiterungsstufe aufgeteilt.

Für die 2. Stufe wurde ein Belebungsbeckenvolumen von 171.000 m³ realisiert. Es wurden 15 verfahrenstechnisch gleichwertige Belebungsbeckenlinien errichtet, die in drei Blöcke (West, Mitte, Ost) baulich zusammengefasst wurden.

Eine Belebungsbeckenlinie besteht aus drei Kaskaden und zwar aus einem vorgeschalteten, Denitrifikationsbecken (Kaskade 1) und zwei nacheinander durchflossenen Umlaufbecken (Kaskade 2 und 3), in denen simultan nitrifiziert und denitrifiziert wird. Daran schließt ein Entgasungsbecken an, in dem gelöste Gase vor Einleitung in die Nachklärbecken durch grobblasige Belüftung ausgestrippt werden, wodurch die Schwimmschlammbildung auf den Nachklärbecken reduziert wird. Aus dem Entgasungsbecken wird jeweils das zugehörige Nachklärbecken beschickt (Abbildung 2).

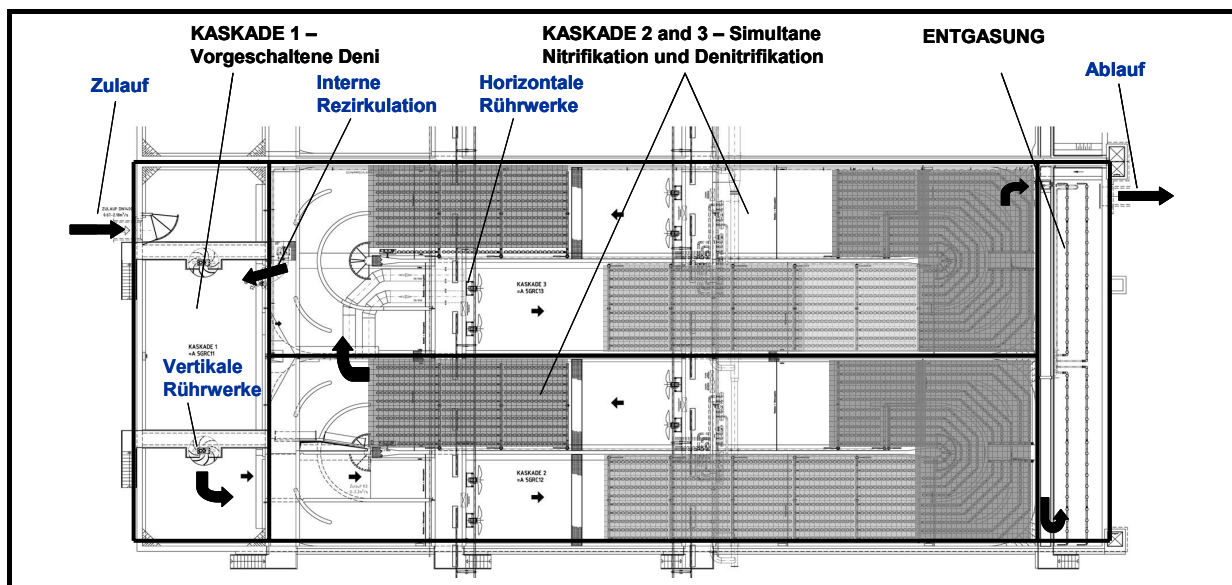


Abbildung 2: Belebungsbecken der Erweiterungsstufe

Um die Denitrifikationskapazität der vorgeschalteten Denitrifikation voll nutzen zu können, wurde eine interne Rezirkulation von Kaskade 3 zur Kaskade 1 installiert.

Jedes der 15 Belebungsbecken hat eine Länge von 79 m und eine Breite von 33 m. Die Wassertiefe beträgt ca. 5,5 m.

Auf die Ausbildung der Umlenkungen der Umlaufbecken wurde großes Augenmerk gelegt, um möglichst günstige hydraulische Verhältnisse zu gewährleisten und so den Sauerstoffeintrag zu maximieren.

Jedes Umlaufbecken ist mit 1613 Tellerbelüftern ausgestattet. An einem Testbecken wurde die optimale Belegung der Belüfterelemente untersucht, um das beste Layout im Hinblick auf ein effizientes Belüftungssystem zu gewährleisten.

Jedem Belebungsbecken ist direkt ein Nachklärbecken nachgeschaltet, welches über eine Dükerleitung DN 1400 beschickt wird. Der Dükeraustritt im Mittelbauwerk ist mit einem Diffusor versehen, um die hydraulischen Austrittsverluste gering zu halten.

Die Nachklärbecken wurden als Rundbecken mit einem strömungsgünstig ausgebildeten Mittelbauwerk, durchgehend geneigter Sohle, zentralem Schlammtrichter und getauchten Ablaufrohren ausgeführt (Abbildung 3). Die Becken weisen einen Innendurchmesser von 64 m auf, die maßgebliche Wassertiefe beträgt 4,1 m. Das Gesamtvolumen aller Nachklärbecken beträgt ca. 200.000 m³ und die Gesamtoberfläche 46.800 m².

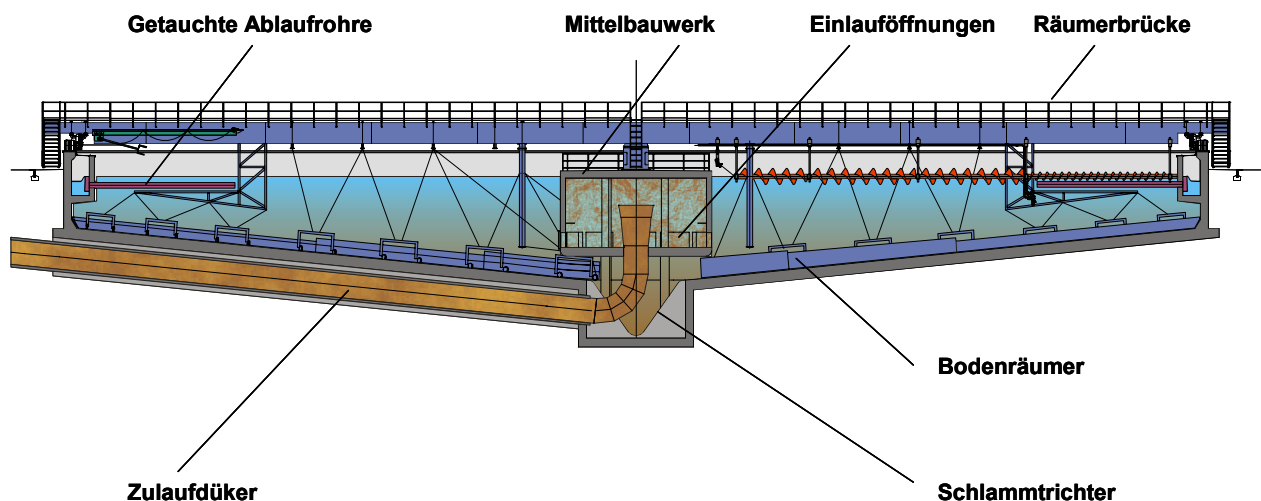


Abbildung 3: Nachklärbecken

Der Rücklaufschlamm der einzelnen Becken wird aus dem zentralen Schlammtrichter abgezogen und dem Zwischenpumpwerk zugeleitet, wo die Zusammenführung mit dem Zulauf aus der 1. Stufe erfolgt. Die Abzugsmenge kann dabei geregelt und an die Zulaufwassermenge angepasst werden.

Auf die Entfernung des Schwimmschlammes wurde sowohl bei der Planung der Belebungsbecken als auch bei den Nachklärbecken großes Augenmerk gelegt. Der Schwimmschlamm der Nachklärbecken wird durch schwimmende Schnecken, die auf der Nachklärbeckenräumerbrücke montiert sind, den ebenfalls auf den Räumern befindlichen Schwimmschlammumpfen zugeführt. Im Bereich des Ablaufs der Belebungsbecken wurden Schwimmschlammbarrieren errichtet, die den Schwimmschlamm ins Entgasungsbecken und von dort in die Schwimmschlammkammern leiten, welche mit entsprechenden

Pumpen ausgestattet sind. Auf der gegenüberliegenden Seite der Umlaufbecken wurden zusätzlich Klappwehre eingebaut, die sich periodisch absenken und den Schwimmschlamm ebenfalls den Schwimmschlammumpfen zuleiten, von wo er aus dem System ausgeschleust und der weiteren Schlammbehandlung zugeführt wird.

Die Rückführung von nitrathältigem Ablauf wird über das Rückführwasser-Entnahmebauwerk der 1. Stufe zugeleitet. Die Rückführwassermenge kann zwischen 0 und 8 m³/s stufenlos eingestellt werden.

Die Phosphorfällung erfolgt auf der Hauptkläranlage Wien in beiden Stufen. In der alten Anlage werden dazu die bestehenden Dosierleitungen genutzt, die direkt in die Belebungsbecken einleiten. Die Fällmitteldosierung der 2. Stufe kann sowohl vor dem ersten Element des statischen Mischers als auch in die Oberwasserkammer des Zwischenpumpwerkes erfolgen. Die frachtproportionale Regelung der Dosiermenge erfolgt dabei über die Messung der Phosphatkonzentration im Ablauf der Zwischenklärung und der Phosphatkonzentration im Ablauf der Kläranlage.

Für die Erzeugung der zur Belüftung der Belebungsstufe 2 notwendigen Druckluft wurde eine Verdichterstation mit insgesamt fünf Turboverdichtern (je 1,2 MW) mit einer Förderkapazität von je 45.000 Nm³/h errichtet, wobei die Räumlichkeiten für die Nachrüstung eines sechsten Turboverdichters vorgesehen sind.

Die Druckluft wird über eine Luftsammelschiene (DN 1800) und drei Hauptluftleitungen (DN 1400) mit je 20 geregelten Entnahmestellen zu den drei Belebungsbeckenblöcken geleitet.

3.5 Regelung der Sauerstoffzufuhr

Die Regelung der Sauerstoffzufuhr in den beiden Stufen erfolgt in unterschiedlicher Weise.

Die mit Kreiselbelüftern ausgerüstete 1. Stufe wird über die Änderung der Kreiseldrehzahl auf konstante Sauerstoffkonzentrationen in den einzelnen Kaskaden geregelt. Die erste der jeweils fünf Kaskaden wird dabei nur gerührt,

um eine gesicherte Denitrifikation des mit der Rückführung eingebrachten Nitrats zu gewährleisten.

Für die 2. Stufe stehen zwei Regelungsstrategien zur Auswahl. Bei der Sauerstoffgeführten Belüftungsregelung (Svardal *et al.*, 2002) wird im Belebungsbecken eine Zone, in der vollständige Nitrifikation erreicht ist, auf eine konstante Sauerstoffkonzentration geregelt. Damit ist die aktuelle Sauerstoffzufuhr dem Sauerstoffverbrauch proportional. Unter der Annahme, dass die Kohlenstoffatmung bei einem Schlammalter von ca. 10 Tagen kaum tageszeitlichen Schwankungen unterworfen ist, wird eine Änderung der Atmung im Wesentlichen durch die Nitrifikation bestimmt. Steigt die Stickstofffracht, so steigt kurze Zeit später auch die Ammoniumkonzentration im Belebungsbecken. Dies führt zu einem deutlich höheren Sauerstoffverbrauch, der durch erhöhte Luftzufuhr ausgeglichen werden muss, um wieder die vorgegebene O₂-Konzentration zu erreichen. Übersteigt die Luftmenge im konstant belüfteten Bereich eine entsprechend festzulegende Schaltschwelle, wird im Umlaufbecken ein weiteres Belüfterfeld zugeschaltet. Mit dieser Maßnahme wird der aerobe Volumenanteil im Belebungsbecken immer dem aktuellen Sauerstoffverbrauch angepasst, was zu gesicherter, fast vollständiger Nitrifikation und einer Maximierung der Stickstoffentfernung führt.

Bei der Ammoniumgeführten Belüftungsregelung wird anstelle der Sauerstoffkonzentration die über Onlinemessungen bestimmte Ammoniumkonzentration im Ablauf der Umlaufbecken zur Regelung herangezogen. Je nach Anlagenbelastung muss mehr oder weniger Luft in die Becken eingetragen werden, um die vorzugebenden Ammonium-Sollwerte einhalten zu können. Wieder wird bei Erreichen festzulegender Schaltschwellen ein weiteres Belüfterfeld im Umlaufbecken aktiviert.

4 Betriebsergebnisse

Die erweiterte Hauptkläranlage Wien ist mittlerweile fast 3 Jahre in Betrieb und hat die in sie gesetzten Erwartungen erfüllt.

4.1 Anlagenbelastung

Die durchschnittliche Anlagenbelastung lag in den Jahren 2005 bis 2007 bei ca. 3,1 Mio. Einwohnerwerten. Die größten Belastungen im Zwei-Wochen-Mittel lagen bereits bei und über der Bemessungsbelastung von 4 Mio. Einwohnerwerten (Abbildung 4).

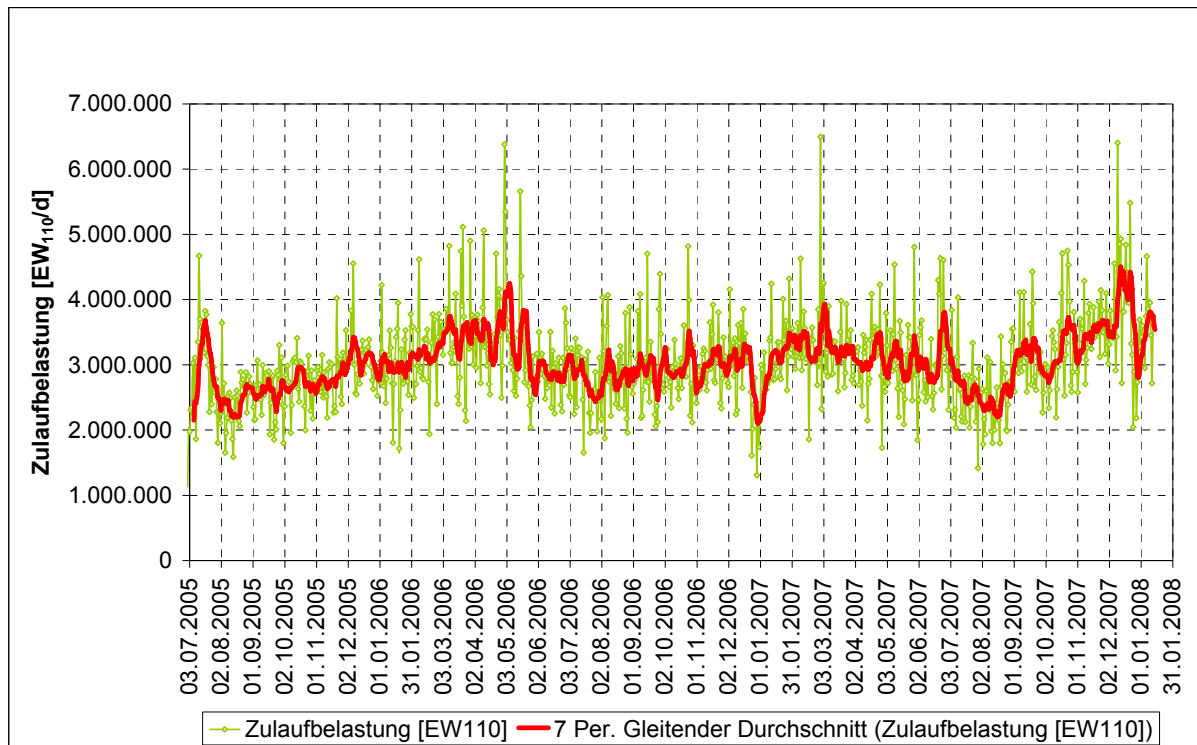


Abbildung 4: Anlagenbelastung im bisherigen Betriebszeitraum der erweiterten HKA

4.2 Reinigungsleistung und Ablaufkonzentrationen

Nach der Befüllung der neuen Biologie mit Ablaufwasser der bestehenden Anlage im Februar 2005 konnte bis April 2005 in der 2. Stufe eine stabile Nitrifikation etabliert werden (Abbildung 5).

Nach den abschließenden Inbetriebnahmearbeiten und Abnahmetests im Jahr 2005 mussten ab Dezember 2005 die vorgeschriebenen Ablaufgrenzwerte und Entferungsgrade eingehalten werden.

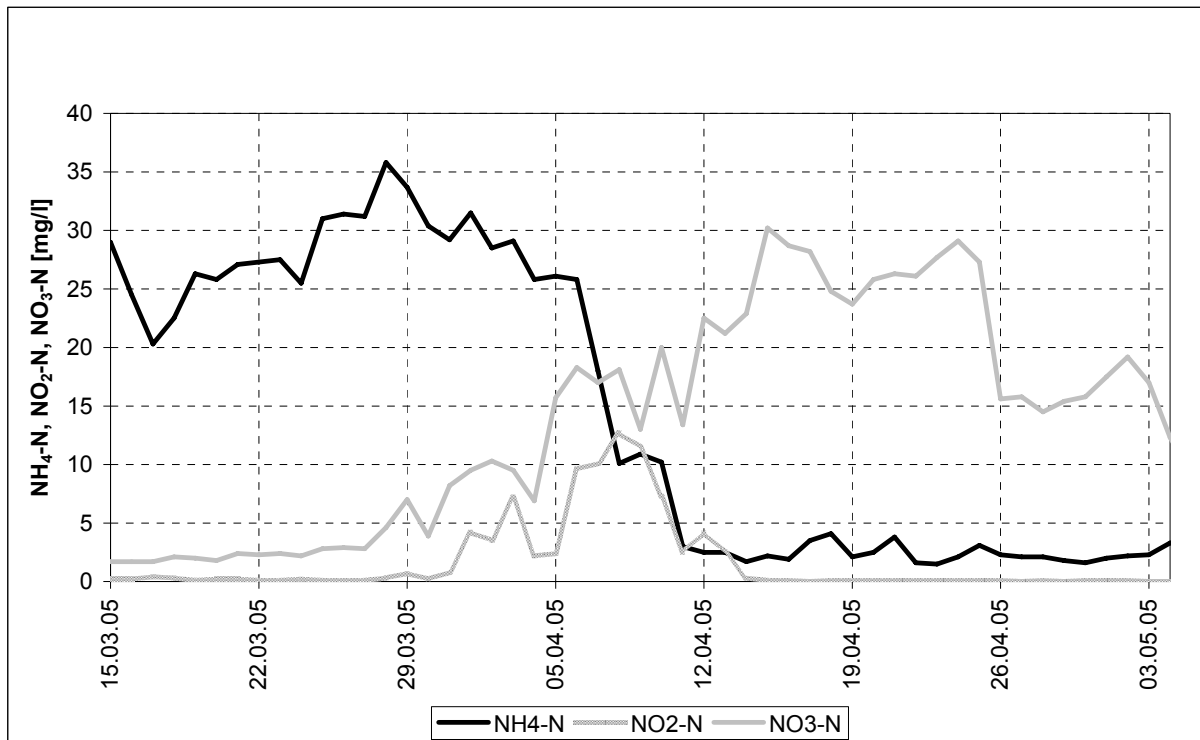


Abbildung 5: Einfahrphase der 2. Stufe der erweiterten HKA

Tabelle 1 zeigt die Mittelwerte der Ablaufkonzentrationen und der Entfernungsgrade im Zeitraum vor der Anlagenerweiterung sowie in den Jahren 2006 und 2007.

Tabelle 1: durchschnittliche Ablaufkonzentrationen und Entfernungsgrade vor der Erweiterung und in den Jahren 2006 und 2007

	durchschnittliche Entfernungsgrade [%]			durchschnittl. Ablaufkonzentrationen [mg/l]		
	1995-2004	2006	2007	1995-2004	2006	2007
BSB ₅	87,5	97,0	98,1	47,0	7,0	6,4
CSB	80,9	94,4	95,1	134,0	34,0	31,0
TOC	81,2	90,7	92,4	38,0	10,0	9,9
TN	47,6	81,2	86,1	-	11,0	7,4
NH ₄ -N	-	-	-	25,8	1,7	1,4
TP	-	-	-	1,0	0,8	0,8

Die Ablaufkonzentrationen für CSB, BSB₅ und TOC sind mit der Inbetriebnahme der Erweiterungsstufe maßgeblich gesunken und liegen deutlich unter den geforderten Grenzwerten.

Der Grenzwert für die Ammoniumkonzentration des Ablaufs von 5 mg/l in der Tagesmischprobe wurde bisher ebenfalls ohne Ausnahme unterschritten - auch während der Zeiträume mit Zulauffrachten im Bereich der Bemessungsbelastung (Abbildung 6). Durch fortlaufende Optimierung des Anlagenbetriebes konnte bei gleichzeitiger Reduktion des spezifischen Energieverbrauchs mit zunehmender Betriebsdauer auch der Gesamtstickstoffgehalt des Ablaufs maßgeblich verringert werden.

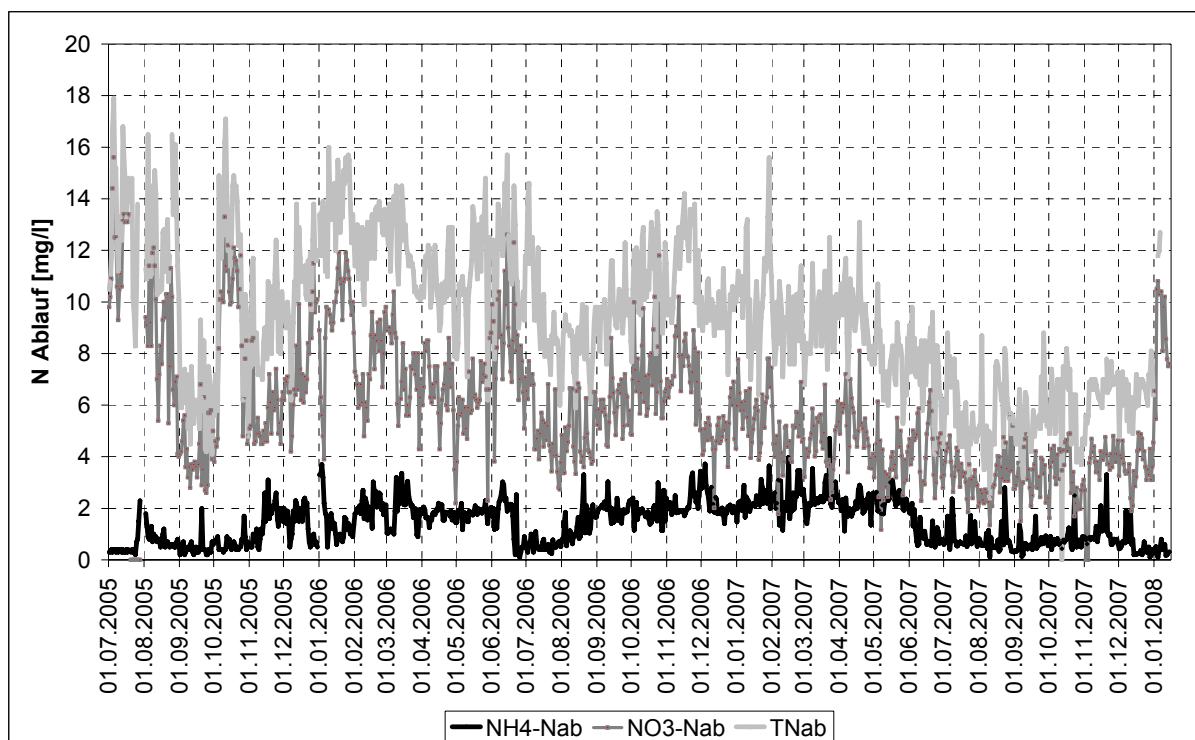


Abbildung 6: Stickstoffkonzentration im Ablauf seit Inbetriebnahme der Erweiterungsstufe

Auch die Anforderungen an die Phosphorentfernung sind seit der Inbetriebnahme der Erweiterungsstufe ohne Probleme zu erfüllen. Im Regelfall wird eine konstante Menge Fällmittel in die 1. Stufe zudosiert und die restliche Phosphorfracht wird in der 2. Stufe entfernt, wobei die Dosiermenge frachtproportional über die Messung der Phosphatkonzentration im Ablauf der Kläranlage geregelt wird. Ein nicht unwesentlicher Anteil des Phosphors wird offensichtlich durch vermehrte biologische Phosphorelimination entfernt; im Jahr 2006 betrug der beta-Wert = 0,69 mol Fe/mol P, bezogen auf den fällbaren Phosphor.

4.3 Stickstoffentfernung

Die durchschnittliche Stickstoffentfernung ist von < 50 % vor der Anlagenerweiterung auf mittlerweile knapp 90 % gestiegen (Abbildung 7).

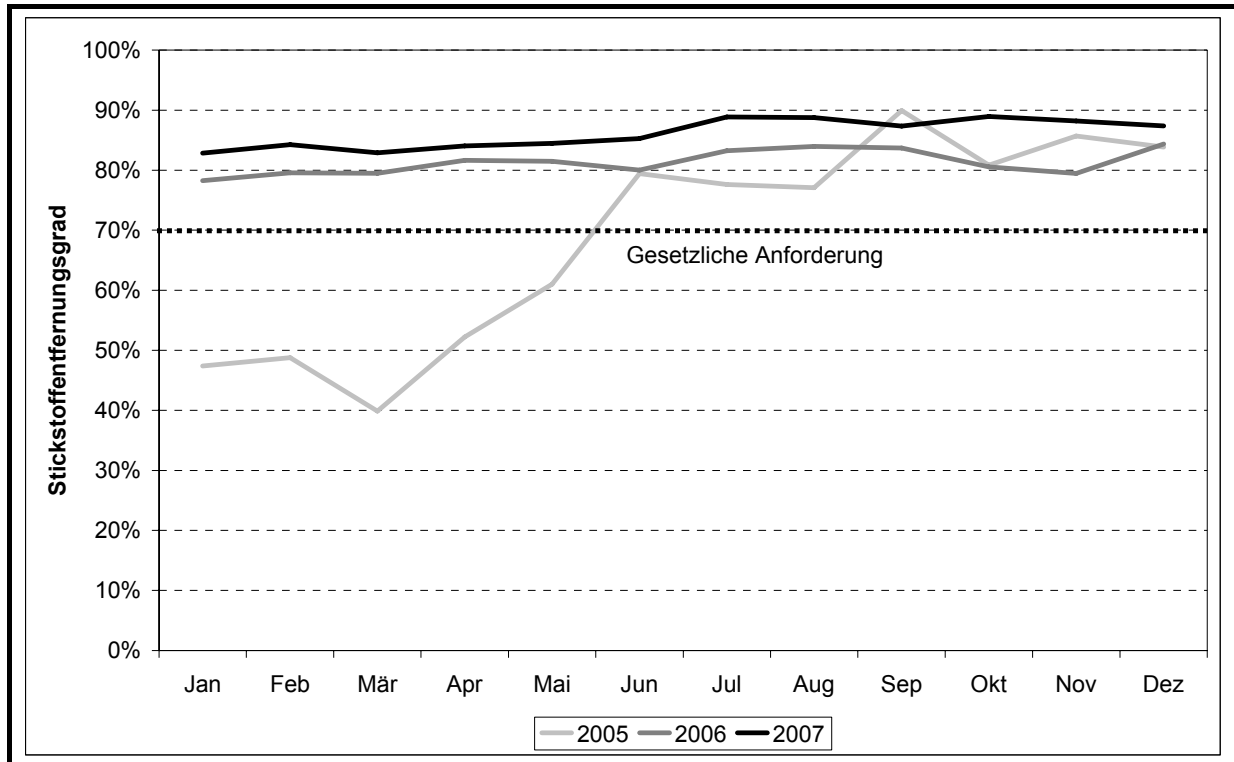


Abbildung 7: Stickstoffentfernung der erweiterten HKA Wien

Im Inbetriebnahmejahr 2005 wurde die Anlage abwechselnd mit dem Bypass- und dem Hybridverfahren betrieben. Seit Oktober 2005 wurde bis Ende 2007 ausschließlich der Bypassbetrieb gefahren. Mit Jänner 2008 wurde dann wieder auf Hybridbetrieb gewechselt. Die diesbezüglichen Betriebsergebnisse sind nachfolgend beschrieben.

In Abbildung 8 ist anhand der Ergebnisse von Massenbilanzen die prozentuelle Verteilung der Stickstoffentfernung innerhalb der zweistufigen Anlage für den Betriebszeitraum bis Ende 2006 dargestellt. Die gemusterten Säulen stellen dabei Hybridbetriebszeiträume dar, die restlichen Säulen Zeiträume mit Bypassbetrieb.

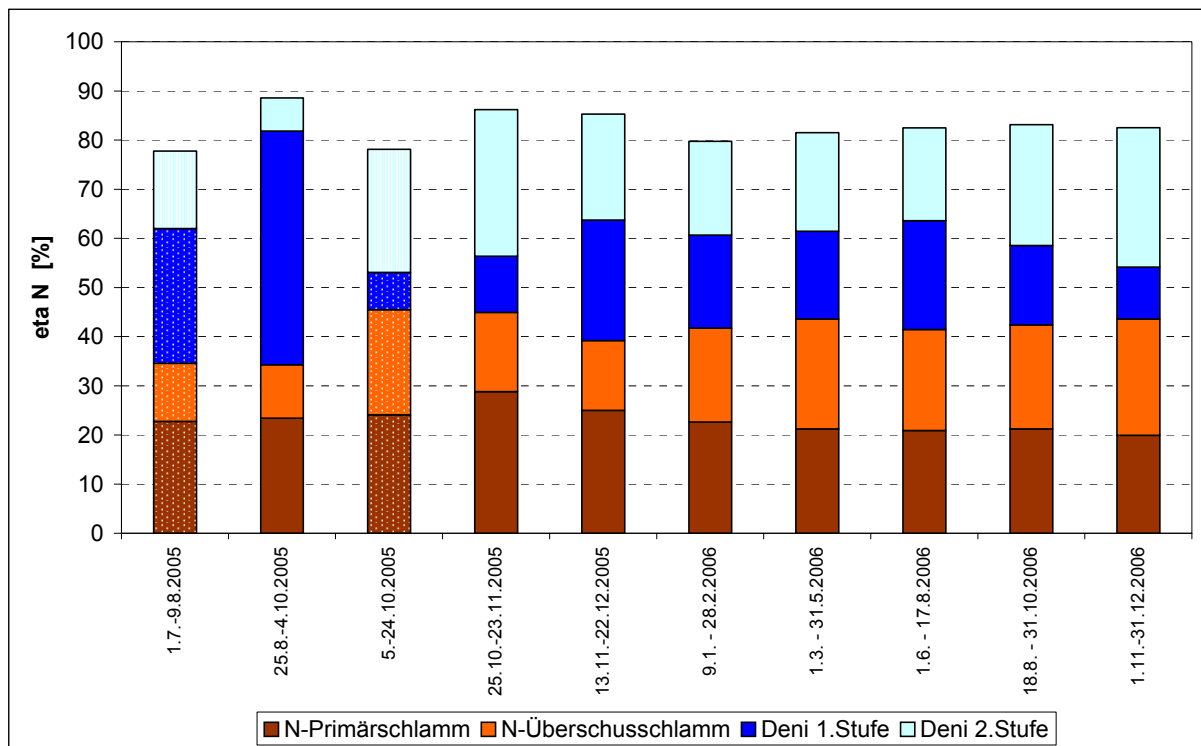


Abbildung 8: Pfade der Stickstoffentfernung in der zweistufigen HKA Wien

Die Hybridbetriebszeiträume weisen eine tendenziell geringere Stickstoffentfernung auf, allerdings war der Anlagenbetrieb im Jahr 2005 durch Abnahmetests beeinflusst, womit nicht immer die optimalen Voraussetzungen für eine Maximierung der Stickstoffentfernung gegeben waren.

Im Mittel werden ca. 20 % des Stickstoffs mit dem Primärschlamm und weitere 20 % mit dem Überschussschlamm eliminiert. Der restliche Stickstoff wird durch Denitrifikation in der 1. und 2. Stufe entfernt, wobei vor allem im Inbetriebnahmehjahr 2005 der Anteil der beiden Stufen abhängig vom Anlagenbetrieb stark variiert.

Der mit dem Schlamm entfernte Stickstoff wird aufgrund des in Wien realisierten Klärschlamm entsorgungskonzepts (Rohschlammverbrennung) sehr rasch den Verbrennungsanlagen zugeführt. Dadurch ist die Stickstoffrückbelastung aus der Schlammbehandlung sehr gering, was ein entscheidender Vorteil bei der Einhaltung der Anforderungen an die Stickstoffentfernung in der erweiterten HKA Wien ist.

Bis zum Sommer 2006 wurde die Rückführung von gereinigtem Ablauf in die 1. Stufe mit einer relativ hohen Menge von $2,9\text{m}^3/\text{s}$ (40 % des Anlagenzulaufs)

betrieben, wodurch im Mittel mehr als 20 % der gesamt entfernten Stickstofffracht in der 1. Stufe denitrifiziert wurden. Bei den beiden letzten Bilanzzeiträumen in Abbildung 8 wurde die Rückführung auf knapp 0,8 m³/s bzw. ca. 15 % der Zulaufwassermenge reduziert, um die Kosten für die Pumpenergie zu verringern. Durch die reduzierte Rückführung verringerte sich auch die in der 1. Stufe denitrifizierte Stickstofffracht auf 15 % im vorletzten bzw. auf 10 % im letzten Bilanzzeitraum. Da aber gleichzeitig der Anteil des Bypasses in die 2. Stufe von 30 auf 46 % des Anlagenzulaufs erhöht wurde, was ohne zusätzliche Pumpenergie möglich ist, ist die in der 2. Stufe denitrifizierte Stickstofffracht von ca. 19 % auf bis zu 30 % gestiegen.

4.4 Schlammigenschaften

Bei den Pilotversuchen zur Erweiterung der HKA Wien wurden vor allem beim Bypassbetrieb hohe Schlammindices beobachtet, die durch Wechsel der Betriebsweise von Bypass auf Hybridbetrieb wieder verringert werden konnten (Wandl *et al.*, 2001). Aufgrund der Pilotversuche wurden daher die der Bemessung zugrunde liegenden Schlammindezwerte erhöht, was letztlich zu einer Vergrößerung des ursprünglichen Volumens der Erweiterungsstufe geführt hat.

Im praktischen Betrieb zeigt der Schlammindezwert zumindest in den letzten beiden Jahren einen jahreszeitlichen Verlauf mit geringeren Werten von ISV = 60 bis 80 ml/g im Sommer und höheren Werten von ISV = 100 bis 150 ml/g im Winter (Abbildung 9). Die Schlammindices der beiden Stufen verlaufen dabei meistens parallel und bewegen sich in beiden Stufen in ähnlichen Größenordnungen.

Lediglich im Oktober 2005 und ab Oktober 2007 weisen die beiden Stufen deutlich unterschiedliche Indices auf. Während der Schlammindezwert der 1. Stufe in diesen Betriebszeiträumen relativ stabil bei Werten von ca. 100 ml/g gelegen ist, ist der Schlammindezwert der 2. Stufe weiter angestiegen.

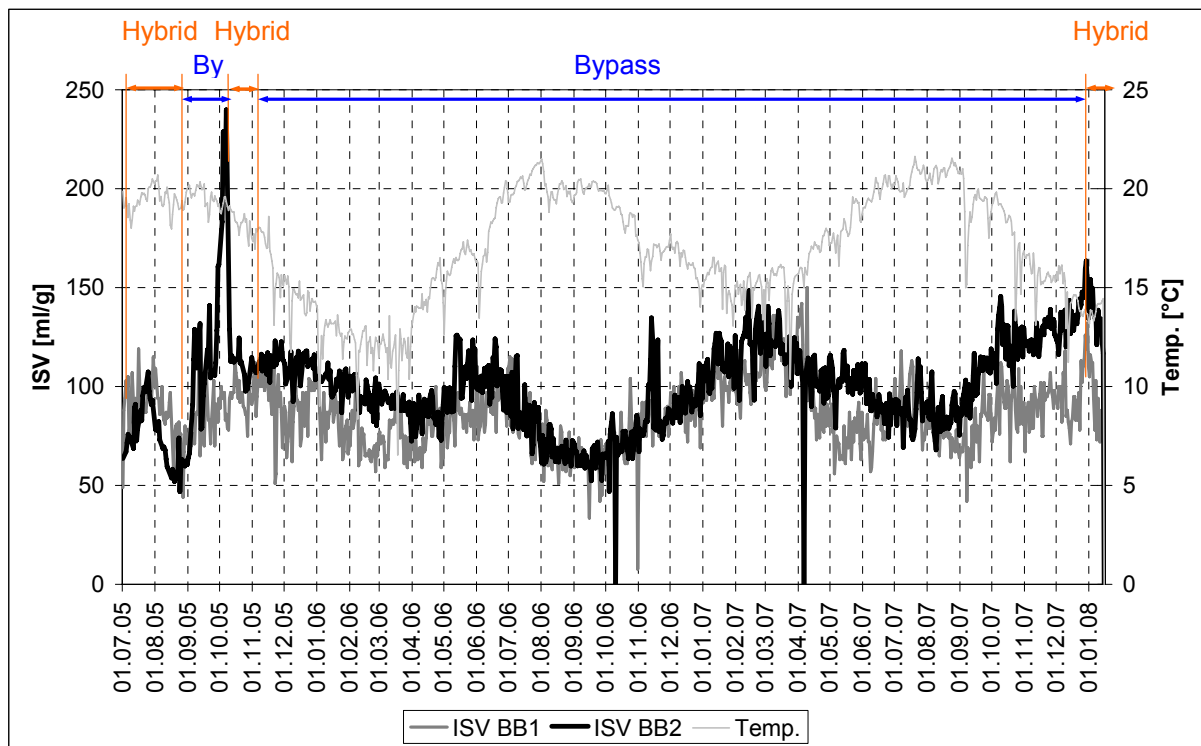


Abbildung 9: Schlammindex in der 1. und 2. Stufe der erweiterten HKA Wien

Beide Male konnte der Index-Anstieg durch einen Wechsel der Betriebsweise von Bypass- auf Hybridbetrieb gestoppt werden. Seit der letzten Umstellung am 3.1.2008 ist der Index der 2. Stufe von 160 auf ca. 110 ml/g gefallen und gleichzeitig ist auch jener der 1. Stufe von 120 auf 80 ml/g gesunken.

Auch im Oktober 2005 konnte der extreme Anstieg des Schlammindex in der Belebung 2 durch Umstellung auf Hybridbetrieb sehr rasch gestoppt werden.

Die verschiedenen Betriebsweisen zur Optimierung der Stickstoffentfernung auf der HKA Wien ergänzen sich somit in vorteilhafter Weise. Wenn es die Schlammeigenschaften zulassen, kann mit dem Bypassbetrieb die Stickstoffentfernung maximiert werden. Erforderlichenfalls kann mithilfe des Hybridbetriebs eine zwar etwas geringere, aber trotzdem deutlich über den gesetzlichen Anforderungen liegende Stickstoffentfernung bei gleichzeitiger Stabilisierung des für einen gesicherten Anlagenbetrieb erforderlichen Schlammindexes sichergestellt werden.

5 Auswirkungen der Erweiterung der HKA Wien auf die Gewässer

Im Rahmen eines umfangreichen Untersuchungsprogramms wurden die Auswirkungen der von der Stadt Wien gesetzten Gewässerschutzmaßnahmen auf den Donaukanal, die Donau und die Liesing untersucht.

Die höhere Reinigungsleistung der Hauptkläranlage Wien hat die Situation der Donau unterhalb von Wien deutlich verbessert, was in Abbildung 10 anhand der Ammoniumkonzentration dargestellt ist.

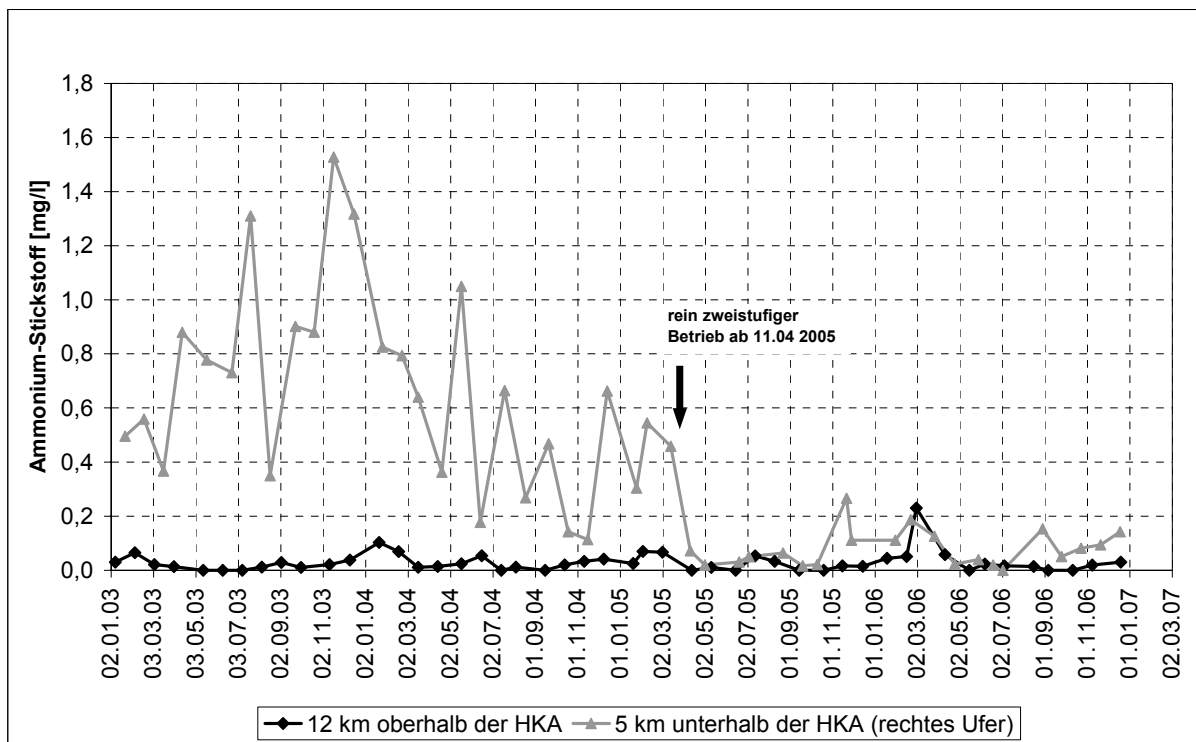


Abbildung 10: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in der Donau oberhalb und unterhalb von Wien

Die Untersuchungen haben weiters gezeigt, dass die Anlagenerweiterung neben den chemischen auch die hygienischen Parameter der untersuchten Gewässer deutlich verbessert hat, was in Abbildung 11 anhand der Darmenterokokken dargestellt ist.

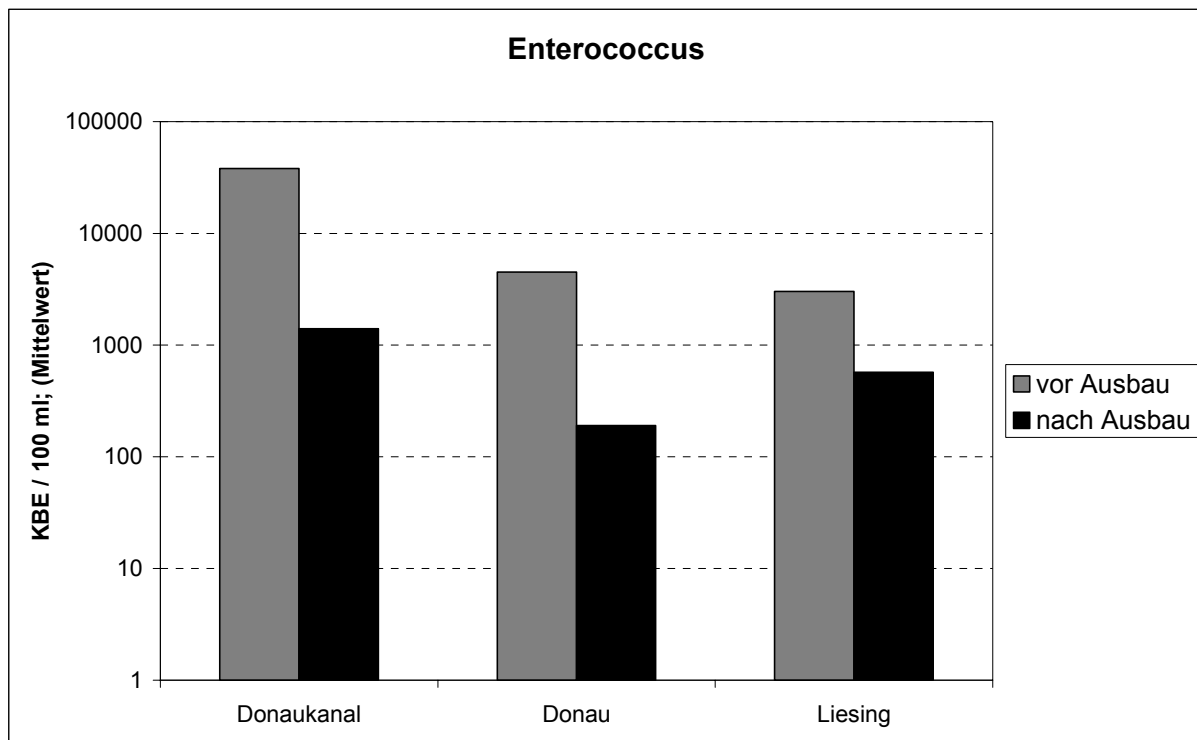


Abbildung 11: Reduktion der Keimbelastung der Gewässer aufgrund der Erweiterung der HKA Wien und der Außerbetriebnahme der KA Blumental am Beispiel Darmenterokokken

Die Untersuchungen umfassten weiters auch die Analyse diverser Sonderparameter, beispielsweise die Konzentrationen hormonell aktiver Substanzen, sowie von Arzneimittelrückständen und Industriechemikalien.

Für viele der untersuchten Parameter wurde nach dem Ausbau der Hauptkläranlage eine deutliche Reduktion nachgewiesen, beispielsweise für Bisphenol A, Nonylphenol und für das Arzneimittel Ibuprofen (Abbildung 12). Andererseits konnte nachgewiesen werden, dass für einige Substanzen, wie für die Pharmazeutika Carbamazepin und Diclofenac durch alleinige biologische Reinigung keine zufriedenstellende Reduktion erzielbar ist (Nikolavcic *et al.*, 2007).

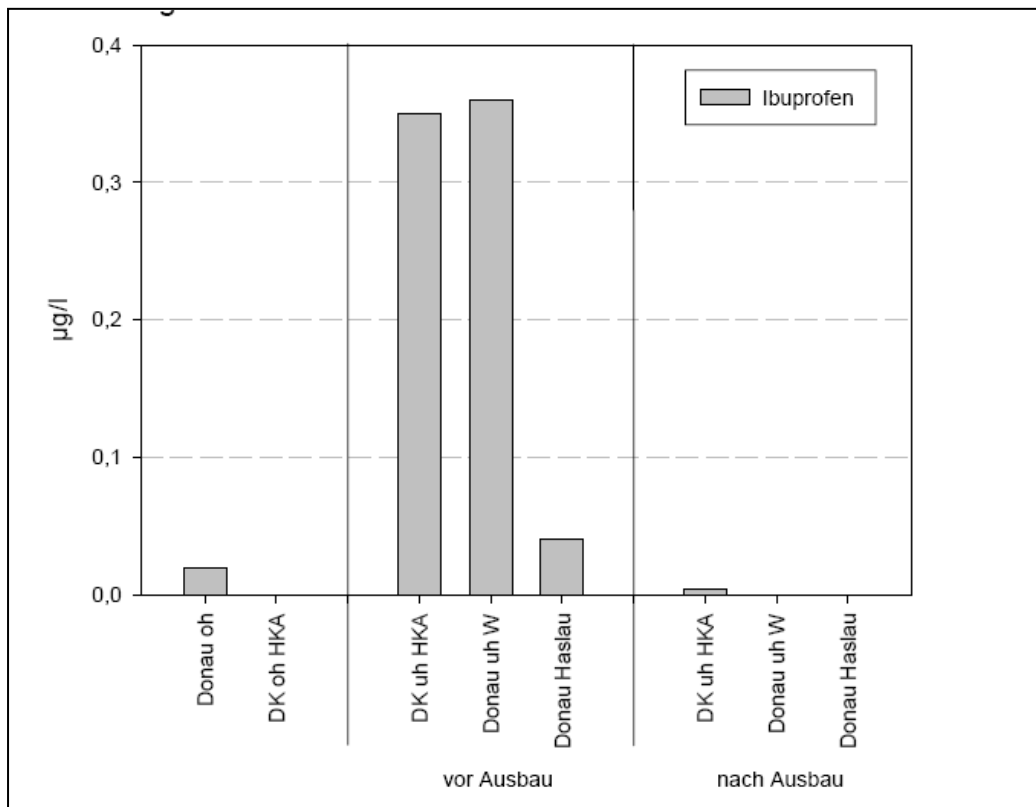


Abbildung 12: Reduktion der Konzentration von Ibuprofen in Donaukanal und Donau aufgrund der Erweiterung der HKA Wien

6 Zusammenfassung

Schon seit jeher legt die Stadt Wien großen Wert auf Umweltschutz und die damit verbundene Verbesserung der Lebensqualität ihrer Bürger. Hohe technische Qualität und Kosteneffizienz standen bei der Errichtung der dafür erforderlichen Anlagen immer im Mittelpunkt. Natürlich war das auch bei der Planung und der Errichtung der zweiten biologischen Reinigungsstufe der Hauptkläranlage Wien der Fall.

Nach eingehender Planung und Untersuchung vieler verfahrenstechnischer Möglichkeiten wurde die Anlage als zweistufige Belebungsanlage ausgebaut.

Die Erweiterungsstufe wurde in den Jahren 2000 bis 2005 errichtet und im Frühjahr 2005 in Betrieb genommen.

Die erweiterte Hauptkläranlage Wien ist mittlerweile fast 3 Jahre in Betrieb und hat die in sie gesetzten Erwartungen erfüllt. Die Anforderungen an die Reinigungsleistung, die im Wesentlichen den Anforderungen der 1. AEV für kommunales Abwasser entsprechen, werden ohne Probleme erfüllt. Die Ablaufkonzentrationen für die organischen Parameter, sowie für Ammonium-Stickstoff und Phosphor sind mit der Inbetriebnahme der Erweiterungsstufe maßgeblich gesunken und liegen deutlich unter den geforderten Grenzwerten.

Die Stickstoffentfernung konnte durch Optimierung des Anlagenbetriebes im zweiten Halbjahr 2007 auf knapp 90 % gesteigert werden. Mit den, für die Verbesserung der Stickstoffentfernung implementierten Verfahrensweisen Bypass, Hybrid und Rückführung von gereinigtem Ablauf stehen im praktischen Betrieb Werkzeuge zur Verfügung, die eine flexible Anlagensteuerung vor allem bei sich ändernden Abwassertemperaturen und Schlammeigenschaften ermöglichen.

Die verbesserte Reinigungsleistung der Hauptkläranlage Wien stellt gemeinsam mit den anderen Schwerpunkten der Stadt Wien zur Verbesserung des Gewässerschutzes, wie dem Ausbau des Kanalsystems und der Revitalisierung von Liesingbach und Wienfluss, einen Meilenstein für die Verbesserung der Wassergüte der Wiener Gewässer und damit für die Lebensqualität der Wienerinnen und Wiener dar.

Diese Verbesserung wird sich nicht nur in Wien und der unmittelbaren Umgebung, sondern auch in den stromabwärts liegenden Donaustaaten und im Schwarzen Meer niederschlagen.

7 Literatur

- Klager F. (2001): Anpassung der HKA Wien - Ausbaukonzept und bauliche Umsetzung. *Wiener Mitteilungen* **166**, 229-252
- Kroiss H., Klager F., Winkler S., Wandl G., Svardal K. (2004): Nutrient Removal Process Development and Full Scale Implementation at the 4 Mio. p.e. Main Treatment Plant of Vienna, Austria. *Wat. Sci. Tech.* **50** (7), 19-26
- Matsché N., Moser D. (1993): Operation of a two-stage activated sludge plant for high efficiency treatment. *Wat. Sci. Tech.* **28** (10), 299 – 307
- Nikolavcic B., Rupp F., Nowak R., Ruzicka K., Kreuzinger N., Gabriel O. (2007): Auswirkungen der Wiener Abwasserentsorgung auf Donau und Liesing. *Wiener Mitteilungen* **201**, 291-315
- Papp M., Zelinka S. (2007): Wastewater Treatment and Sludge Disposal in Vienna. *Proceedings of IWA Conference LWWTPO7 / Vienna*
- Svardal K., Lindtner S. and Winkler S. (2002): Optimum aerobic volume control based on continuous in-line oxygen uptake monitoring. *Wat. Sci. Tech.* **47** (11), 305 – 312
- von der Emde W. (1982): Design and operation interaction – an example: Main treatment plant Vienna. *Wat. Sci. Tech.* **14** (1-2), 493-506
- Wandl G., Müller H., Svardal K., Winkler S. (2001): Anpassung der HKA Wien – Betriebserfahrungen mit der Pilotanlage. *Wiener Mitteilungen* **166**, 297-329

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Dr. Gerald Wandl

Entsorgungsbetriebe Simmering Ges.m.b.H.

11. Haidequerstraße 7,
1110 Wien

Tel: 01/76099 - 5836
Fax: 01/76099 - 5800
eMail: g.wandl@ebs.co.at

Überwachung und Betrieb von Kleinkläranlagen

Raimund HABERL

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz
Universität für Bodenkultur Wien

Kurzfassung: Zur Erreichung der in Österreich angestrebten flächendeckenden Abwasserentsorgung wird in den nächsten Jahren eine große Anzahl an Kleinkläranlagen gebaut werden. Der Bau der Anlagen ist eine Voraussetzung für den Schutz unserer Gewässer, die zweite ist ihr fachgerechter Betrieb. Nur dadurch kann die gesicherte Einhaltung von Grenzwerten bei einem gleichzeitig wirtschaftlichen Betrieb der Anlage gewährleistet werden. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über übliche Betriebs- und Überwachungsstrategien und diesbezügliche neue Entwicklungen. Da die BetreiberInnen die Verantwortung für den ordnungsgemäßen Betrieb ihrer Anlage haben, benötigen sie ein gewisses Fachwissen. Dieses wird ihnen in Form von eigens dafür konzipierten ÖWAV Ausbildungskursen für Betreiber von Kleinkläranlagen angeboten, deren Inhalte in diesem Beitrag kurz vorgestellt werden.

Keywords: Abwasserentsorgung, Ausbildungskurs, Betrieb, Kleinkläranlagen, ÖWAV, Überwachung, Wartung

1 Einleitung

Die Siedlungsstruktur in Österreich ist durch relativ wenige große Ballungsräume sowie durch viele kleine Siedlungseinheiten im ländlichen Raum charakterisiert. Die STATISTIK AUSTRIA weist für 2007 für Österreich etwa 2.350 Gemeinden sowie fast 17.400 Ortschaften aus. Von den letzteren haben ca. 33% unter 50 EW, ca. 54 % 51 – 500 EW und knappe 8% 501 – 1.000 EW. Dazu kommen noch sehr viele Einzelobjekte in Streulage. Das entspricht etwa dem ländlichen Raum und damit etwas mehr als 30 % der gesamten

Bevölkerung Österreichs. Demgegenüber stehen 74 Städte mit mehr als 10.000 EW, in denen alleine 45 % der Bevölkerung leben.

Grundsätzlich gibt es für die Abwasserreinigung unterschiedliche Möglichkeiten:

- Ableitung über Kanal und Reinigung in Kläranlagen
 - Zentralanlagen
 - Dezentrale (Einzel)-Anlagen
 - + „konventionelle“ Systeme (Belebung, Tropfkörper)
 - + „naturnahe“ Systeme und „alternative“ Konzepte
- Sammlung des Abwassers in flüssigkeitsdichten Gruben
 - Einbringung in Kläranlage
 - Verwertung des Inhaltes

Während für die Ballungsgebiete die Kanalisation und Reinigung in großen zentralen Systemen die Methode der Wahl ist, gibt es für die dünn besiedelten Gebiete einen größeren Optionenpool. Hier muss in entsprechenden Voruntersuchungen und Variantenstudien die optimale Lösung gefunden werden.

Dementsprechend stellt sich die Abwasserentsorgung in Österreich so dar, dass neben großen Einheiten eine Vielzahl kleiner dezentraler Systeme zum Einsatz kommen muss, um die in Österreich gesetzlich vorgeschriebene flächendeckende Entsorgung sicherzustellen. In Österreich liegt der Kanalanschlussgrad bei etwa 90 % der Bevölkerung (BMfLFUW, 2007). Davon ist der überwiegende Teil an zentrale Kläranlagen angeschlossen. Zur ordnungsgemäßen Entsorgung des Restes kommt eine große Anzahl von dezentralen Systemen zum Einsatz.

Tabelle 1 zeigt, dass fast 50 % aller Kläranlagen (>50 EW) kleiner als 1.000 EW sind. Die Kapazität dieser Anlagen beträgt aber lediglich 1,2% der gesamten kommunalen Kläranlagenkapazität.

Für Kläranlagen <50 EW existiert eine derartige Statistik nicht. Derzeit gibt es laut KPC rund 6000 geförderte Kleinkläranlagen < 50EW in Österreich. Der Großteil davon befindet sich in Kärnten mit 3.342 Stück. Größere Dichte an derartigen Kleinkläranlagen gibt es noch in der Steiermark, in Niederösterreich, in Oberösterreich und in Salzburg, wenige Anlagen finden sich in Tirol und Vorarlberg, nur in Wien und im Burgenland gibt es überhaupt keine (Heidler, 2007). Daneben gibt es aber noch eine große Anzahl solcher Kläranlagen ohne Förderung. Betrachtet man die Gesamtzahl der Anlagen <50, sind diese in den Bundesländern NÖ, OÖ, STMK am stärksten vertreten. Das ist nicht überraschend, existieren doch in diesen 3 Bundesländern mit 12.500 die meisten Ortschaften. Derzeit bestehen in NÖ ca. 1000 Kleinkläranlagen, in der STMK 3750 und in OÖ 1100. Das zukünftige Potential wurde für NÖ und STMK mit 5000 und 10000 abgeschätzt, in OÖ kommen 100 Anlagen pro Jahr dazu (Hofmann, 2007; Wiedner, 2007; Fenzl, 2007). Für ganz Österreich kann man beim Endausbau der Abwasserentsorgung sicher mit einigen 10.000 Kleinkläranlagen rechnen. Damit wird dann ein Bevölkerungsanteil von 4-8% erfasst werden. Einige wenige % werden auch in Zukunft über flüssigkeitsdichte Gruben entsorgt werden.

Tabelle 1: Kommunale Kläranlagen in Österreich – Stand 2002 (BMLFUW, 2002)

Anlagenkapazität [EW₆₀]	Anzahl ARA -	ARA [%]	Kapazität [EW₆₀]	Kapazität [%]
51 –1.000	703	47,3	212.100	1,2
1.001 – 1.999	142	9,5	206.602	1,1
2.000 – 5.000	259	17,4	840.100	4,6
5.001 – 10.000	132	8,9	997.000	5,4
> 10.000	251	16,1	16.135.100	87,7
Summe	1.487	100	18.391.000	100

2 Kleinkläranlagensysteme

Der Kleinkläranlagenmarkt ist sehr groß und unübersichtlich. Durch steigenden zukünftigen Bedarf werden von sehr vielen Anbietern die unterschiedlichsten Systeme angeboten. Alle bestehen aber prinzipiell aus den Stufen (i) Vorreinigung und (ii) biologische Hauptreinigung. Das so gereinigte Abwasser kann/muss je nach Anforderung eventuell einer zusätzlichen Nachreinigung zugeführt werden. Hauptsächlich werden die nachfolgend genannten Verfahren angewendet, sie alle entsprechen dem heutigen Stand der Technik.

Vorreinigung – Mechanische Stufe

- Absetz- und Faulanlagen
- Fest/Flüssig Abscheider

Biologische Hauptreinigung

Konventionelle Systeme

- Belebungsanlagen mit Durchlaufbetrieb
- Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb
- Belebungsanlage mit getauchtem Festbett
- Tropfkörperanlagen
- Tauchkörperanlagen

Extensive Systeme

- Bepflanzte Bodenfilter

Weitergehende Reinigung

- Konventionelle Stufe mit nach geschaltetem bepflanzten Bodenfilter oder Schönungsteich
- Membranbelebungsverfahren

Die Beschreibung all dieser Systeme, ihrer Leistungsfähigkeit, die Anwendungsmöglichkeiten sowie Vor- und Nachteile findet sich ausführlich in der Literatur (z.B. Pressl, Haberl, 2005). Alle genannten Systeme kommen in unterschiedlicher Häufigkeit zum Einsatz. Anlagen mit mobiler Biomasse (z.B. Belebungsverfahren) überwiegen, wiewohl der Einsatz von Pflanzenkläranlagen stark im Zunehmen ist (vgl. Wiedner, 2007). In Abhängigkeit von den

regionalen Gegebenheiten, der klimatischen Situation und den Erfahrungen vor Ort beträgt in manchen Regionen von Niederösterreich der Anteil an Pflanzkläranlagen bis zu 30 %. Landesweit kann der Anteil mit ca. 15 % abgeschätzt werden (Hofmann, 2007).

3 Betrieb von Kleinkläranlagen

Die ordnungsgemäße Funktion einer Kläranlage bedingt neben der geeigneten Technik auch einen dem Stand der Technik entsprechenden Betrieb. Während auf die Betriebsführung größerer Kläranlagen schon immer großer Wert gelegt worden war, wurde mit dem massiven Ansteigen der Zahl an Kleinkläranlagen in den letzten Jahren auch deren Betriebsführung immer aktueller.

Wurden in der Vergangenheit betriebliche Probleme bei Kleinkläranlagen oft den Anlagen selber zugeschrieben, ist heute bekannt, dass die Ursache für Fehlfunktionen und mangelhafte Reinigungsergebnisse (Überschreitung der Emissionswerte) von Kleinkläranlagen sehr oft in der nicht ordnungsgemäßen Betriebsführung. (vgl. Franz, 2001, Spatzierer, 2001; beide in Haberl, 2007)

Zum Betrieb einer Kläranlage gehören die Tätigkeiten Zustands- und Funktionskontrolle, Wartung, Instandhaltung, Eigenüberwachung und Reststoffentsorgung (vor allem Klärschlamm). Auf keinen Fall dürfen in diesem Zusammenhang die notwendigen Aktivitäten bei der Abwasserentstehung übersehen werden, wie z.B. Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen. Die Betriebsführung mit all den dazu gehörenden Tätigkeiten liegt in der Verantwortung der Betreiber und kann auf unterschiedliche Art und Weise erledigt bzw. organisiert werden:

- durch Betreiber selbst
- durch gemeinschaftliches Vorgehen (z.B. Genossenschaften, Verband, Wartungsverband, Gemeinde)
- durch Wartungsvertrag

Oft wird argumentiert, dass die Betriebsführung nur bei Fremdvergabe ordnungsgemäß funktioniert. Erfahrungen zeigen jedoch, dass dies auch bei Übernahme durch den Betreiber möglich ist, allerdings nur unter der Voraussetzung entsprechender Fachkunde (z.B. Anonym, 2001).

Die Zustands- und Funktionskontrolle betrifft Arbeiten, die kein besonderes Fachwissen, aber doch eine gute Einweisung erfordern, wie z.B. Kontrolle der Stromversorgung, Ablesen von Betriebsstundenzählern, Kontrolle auf Verstopfungen und Pfützenbildung.

Für die Wartung ist schon etwas mehr Fachwissen nötig. Sie dient der Wahrung des Sollzustandes der Anlage und zur Erhaltung ihrer Betriebssicherheit und – stabilität. Dazu gehören Tätigkeiten, wie Reinigen, Schmieren, Austauschen von Verschleißteilen etc. (v. Felde et al., 2002).

Eine für den Betrieb entscheidende Bedeutung kommt der Überwachung (Eigen- und Fremdüberwachung) zu. Die Eigenüberwachung wird vom Wasserberechtigten selber oder einem von ihm Beauftragten durchgeführt, während die Fremdüberwachung gemäß § 134 WRG wieder durch einen Beauftragten oder durch die Behörde erfolgt (AAEVO). Bei der Fremdüberwachung wird in die Bau- und Betriebsphase unterschieden. In der Betriebsphase soll der ordnungsgemäße Betrieb überwacht werden, wobei die Kontrolle des Reinigungsergebnisses ein Teil davon ist. Laut 1. AEV für kommunales Abwasser werden für Kläranlagen mit Anschlusswerten $>50 - 500$ EW 1 Fremd - und je nach Parameter variierende Anzahlen von Eigenüberwachungen pro Jahr vorgeschrieben. Für Anlagen <50 EW gelten üblicherweise dieselben Bestimmungen, wenn auch die Behörde im Einzelfall von der Verordnung abweichende Vorgaben setzen kann. Die Eigenüberwachung muss jedenfalls wesentlich häufiger erfolgen als die Fremdüberwachung, mit ihr gewinnt man einen Überblick über die Funktion und Leistungsfähigkeit einer Anlage über das ganze Jahr. Sie ist der Schlüssel für den Betreiber, die Anlage ordnungsgemäß zu fahren. Die Fremdüberwachung ist dagegen immer nur eine Momentaufnahme, sie dient zur behördlichen Kontrolle der Eigenüberwachung.

Die praktische Umsetzung der Überwachung erfolgt in den österreichischen Bundesländern nicht einheitlich. So besteht in Niederösterreich alternativ zu den genannten Vorgaben die Möglichkeit, die Fremdüberwachung nicht jedes Jahr,

sondern in mehrjährlichem Abstand (3 bis 5 Jahre, wird im Einzelfall von der Behörde festgelegt) durchzuführen, wenn ein Wartungsvertrag mit einer fachkundigen Person oder einer Firma abgeschlossen wurde. Die Bestätigung über die durchgeführte jährliche Wartung ist der Behörde mit der Ablaufuntersuchung vorzulegen. Der Besuch und der positive Abschluss des „Ausbildungskurses für Betreiber von KKA bis 50 EW“ (siehe Punkt 4) gilt als gleichwertig mit dem Abschluss eines Wartungsvertrages. Ähnliche Vorgehensweisen sind auch aus Deutschland bekannt. So berichtet Geiger (2004) über die Gewährung großzügiger Wartungsintervalle - 2 bis 5 Jahre - bei gut gewarteten Kleinkläranlagen.

In OÖ kann durch die erfolgreiche Ablegung des erwähnten Betriebskurses ebenfalls eine Erleichterung in der Überwachung realisiert werden. Für den Betreiber bedeutet das, dass sich die Kurskosten innerhalb eines Jahres amortisieren können. Zudem soll in Oberösterreich die Zusammenarbeit mit dem geschulten Personal der örtlichen Kläranlage gestärkt werden. Dabei geht es einerseits um die Analyse von Ablaufproben von Kleinkläranlagen, andererseits wird aber auch die Übernahme der Wartung durch Gemeinden oder Verbände angedacht. Den Hauseigentümern wird die Entsorgungsaufgabe durch geschultes Personal der Gemeinde abgenommen ("kommunales Betreibermodell"). Neben Realisierung von Kosteneinsparungen für den KKA Betreiber können sich Gemeinden aber natürlich auch Verbände bei einem solchen Modell als Umweltdienstleister etablieren (Fenzl, 2007).

Die Einbindung von Wasserverbänden und privater Untersuchungsanstalten in die Überwachung von KKA wird auch in der STMK diskutiert. Dabei spielt die oftmals geforderte Verwaltungsvereinfachung mit eine Rolle. Laut einem Positionspapier des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung führen qualifizierte Beschäftigte von Gemeinden und Verbänden die Fremduntersuchung und Überprüfung des Anlagenzustandes durch. Für die Durchführung der Fremduntersuchung sind dabei neben der Qualifizierung der Mitarbeiter auch Laborstandards einzuhalten. Verbände und/oder autorisierte Untersuchungsanstalten sollten im Auftrag der Behörden, auf Kosten des Anlagenbetreibers, die Einhaltung der Grenzwerte und des Anlagenzustandes überprüfen und der Behörde bei Bedarf berichten. Der Anlagenbetreiber würde im Gegenzug von der im Regelfall mit Bescheid vorgeschriebenen jährlichen Fremduntersuchung absehen können (Wiedner, 2007).

Die Probleme beim Betrieb und der Überwachung von Kleinkläranlagen betreffen häufig (Flasche, 2007):

- die geringe oder fehlende Eigenkontrolle durch den Kleinkläranlagenbetreiber
- das Fehlen einer regelmäßigen Wartung bzw. differierende Wartungsqualität zwischen den Wartungsfirmen
- mangelhafte Überwachung des Kleinkläranlagenbetriebes durch die zuständigen Fachbehörden, z.B. aufgrund zu geringer personeller Ausstattung.

Die Ursache für die beiden ersten Probleme kann im niederen Niveau des Fachwissens und der Motivation des Betreibers liegen. Dieses kann durch schlechte oder fehlende Betriebsanleitungen, durch mangelhafte Einschulung durch den Lieferanten aber auch durch Desinteresse des Betreibers verursacht sein (Otto, 2001).

Um all diese Defizite im Kleinkläranlagenbetrieb abzubauen, haben zwei Lösungsansätze besonders positive Auswirkungen (Flasche, 2002):

- eine konsequente Überwachung des Betriebs und Verfolgung von Mängeln
- eine Verbesserung und Sicherung der Wartungsqualität

In deutschen Bundesländern werden zur Kontrolle des Betriebes und der Wartung private Sachverständige herangezogen oder die Kontrolle erfolgt im Rahmen des Abtransportes des Schlammes (in D in der Verantwortung der Gemeinde). Beide Varianten führen zu einer Entlastung der zuständigen Fachbehörden.

Eine weitere Möglichkeit, die Überwachungsarbeiten der zuständigen Fachbehörde zu reduzieren, ergibt sich durch den Aufbau einer Qualitätssicherung bei Wartungsfirmen. Dieses Ziel ist mit dem Aufbau der Gütesicherung bei der Wartung von Kleinkläranlagen durch die Zertifizierung von Wartungsfirmen bei der DWA erreicht worden.

Ebenso kann durch den Einsatz digitaler Wartungsprotokolle der Aufwand zur Kontrolle von KKA erheblich reduziert werden. Die Daten aus den digitalen Wartungsberichten bieten neben der effizienten Möglichkeit der Kleinkläranlagen Überwachung zusätzlich die Chance der Erstellung eines digitalen Kleinkläranlagen-Katasters.

Schließlich werden Fernüberwachungssysteme bei Kleinkläranlagen erprobt (z.B. Austermann-Haun, 2004, zit. bei Flasche, 2007), um

- die bedarfsorientierte Fäkalschlammabfuhr zu vereinfachen,
- die Wartung zu optimieren und die Wartungsintervalle sowie die Kosten für den Kleinkläranlagenbetrieb zu reduzieren sowie
- eine sichere Einhaltung der Ablaufwerte gewährleisten zu können.

Dies soll über den Einsatz von Fäkalschlamm- und Ablaufsonden sowie das Auslesen der Kleinkläranlagen-SPS erreicht werden, deren Daten per Fernwirktechnik übertragen werden. Auch in Österreich wurden diesbezüglich viel versprechende Untersuchungen durchgeführt, und zwar mit dem Steuerungsparameter Redox Potential (Zipper et al., 1998).

Die Umsetzung derartiger Konzepte wird sicherlich entscheidend von der Praxistauglichkeit (Betriebssicherheit, Zuverlässigkeit und Wartungsaufwand) sowie den Kosten für die Sonden und die Fernwirktechnik abhängen.

4 Ausbildungskurs für Betreiber von Kleinkläranlagen

Zum ordnungsgemäßen Betrieb von Kleinkläranlagen als Voraussetzung für deren optimale Leistung sind für die Betreiber spezifische fachliche Grundkenntnisse unbedingt erforderlich. Für die erste der unter Punkt 2 genannten 3 Varianten der Betriebsführung ist die Eigenverantwortung des Betreibers für seine Anlage evident. Aber auch bei gemeinschaftlichem Vorgehen oder bei Abschluss eines Wartungsvertrages bleibt die Hauptverantwortung bei ihm. In allen Fällen muss sich also der Betreiber bestimmte fachliche Informationen aneignen, um eine möglichst optimale Funktion seiner Anlage zu gewährleisten. Diese sollten durch eine

gewissenhafte und (möglichst) verpflichtende Ausbildung des Kläranlagenpersonals vermittelt werden. In Österreich ist dazu vom ÖWAV schon vor langer Zeit für große Kläranlagen ein umfangreiches Aus- und Weiterbildungsprogramm geschaffen worden, wie z.B. Klärwärter – Grund- und Fortbildungskurs, Laborpraktikum und Maschinentechnischer Kurs.

In Ergänzung zu diesem bereits vorhandenen Kursangebot wurde daher im Jahr 2000 der „Ausbildungskurs für Betreiber von KKA bis 50 EW“ eingeführt. Wegen der zunehmenden Verbreitung von Pflanzenkläranlagen wird dieser Kurs seit 2007 in 2 Varianten angeboten, eine für „konventionelle Kläranlagen“, die andere für „Pflanzenkläranlagen“. Wegen des akuten Bedarfes bietet der ÖWAV seit 2006 auch einen Kurs für Anlagen von >50 – 500 EW an.

Alle Kurse werden durch den ÖWAV in Kooperation mit den Ländern veranstaltet. Die Leitung des Kurses < 50 EW (konventionelle) obliegt dem Institut für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft, Gewässerschutz der BOKU, jene der Kurse < 50 EW (PKA) sowie 51 – 500 der Firma aquaCC/Krems NÖ.

Das erklärte Ziel der Kurse ist, bei den Absolventen allgemeines Interesse an der Abwasserentsorgung zu wecken und sie in die Lage zu versetzen, ihre Kläranlagen und die darin ablaufenden Vorgänge soweit kennen zu lernen und zu verstehen, dass sie Analysenergebnisse und besondere Vorkommnisse richtig interpretieren und die Anlage somit fachgerecht betreiben können. Das in den Kursen vermittelte Fachwissen definiert sich gewissermaßen als „Stand der Technik des Betriebes von Kleinkläranlagen“.

Kursinhalt

Kurs bis 50 EW

Der Kurs dauert 1 $\frac{3}{4}$ Tage. Die Teilnehmeranzahl je Kurs beträgt etwa 25 Personen. Die Kursinhalte sind in einem Skriptum (ÖWAV, 2007a) zusammengefasst. Ein positiver Abschlusstest ist die Voraussetzung für das Abschlusszeugnis.

THEORIE

Reinigungsverfahren – Grundlagen (Haberl, 2005)

Vorstellung typischer Anlagenformen (Kraus, 2007)

Betriebsführung von Kleinkläranlagen (Franz, 2007)

- Betriebliche und betriebstechnische Besonderheiten biologischer Kleinkläranlagen
- Typische Betriebsschwierigkeiten von Kleinkläranlagen – Fallbeispiele
- Drei wichtige Forderungen an den Kläranlagenbetrieb
 - Die geforderte Reinigungsleistung muss mit hoher Sicherheit gewährleistet sein.
 - Das Reinigungsergebnis sollte möglichst Kosten sparend erzielt werden.
 - Die vorhandenen Sachwerte müssen gepflegt und erhalten werden.
- Der ordnungsgemäße Betrieb einer Kläranlage erfordert Personal- und Sachaufwand, erspart aber oftmals teure Reparaturen! Qualifiziertes Personal darf deshalb auch auf einer kleinen Kläranlage nicht fehlen.
- Grundkenntnisse über Kläranlage müssen gegeben sein
 - bauliche, maschinelle Einrichtungen
 - lebende Mikroorganismen (optimale Bedingungen → beobachten messen, steuern)
- Die vier Säulen eines ordnungsgemäßen Kleinkläranlagenbetriebes lassen sich wie folgt zusammenfassen
 - Regelmäßige Kontrolle und Eigenüberwachung
 - Fachgerechte Wartung
 - Instandsetzung bei Bedarf
 - Rechtzeitige Schlammentsorgung.

- Tätigkeiten zur Betriebsführung sind auf das Reinigungsverfahren abzustimmen.
- Unabhängig vom Reinigungsverfahren sind folgende Betriebs- und Überwachungsaufgaben durchzuführen:
 - Führen eines Betriebs(tage)buches (Betriebsprotokoll), in welches alle durchgeführten Arbeiten und alle besonderen Vorkommnisse einzutragen sind
 - Kontrolle der Betriebsbereitschaft (täglich)
 - Ablesen von Betriebsstundenzählern (wöchentlich)
 - Sichtkontrolle auf Schwimmschlamm/Schlammabtrieb (wöchentlich)
 - Sichtkontrolle auf Funktion der Belüftung (wöchentlich)
 - Sichtkontrolle auf Funktionsfähigkeit der Beschickungseinrichtung (wöchentlich)
 - Sichtkontrolle auf Pfützenbildung (Tropfkörper, Pflanzenkläranlagen) (wöchentlich)
 - Sichtkontrolle auf Bauwerksschäden (jährlich)
 - Kontrolle der Sicherheitseinrichtungen (Unbefugte haben keinen Zutritt) (jährlich)
 - Periodische Entnahme von Ablaufproben und die Untersuchung der Ablaufqualität im Rahmen der Eigenüberwachung
 - Reststoffentsorgung
- Die wichtigste Wartungsarbeit ist die tägliche Kontrolle, ob die Anlage in Betrieb ist, verbunden mit einer Sichtkontrolle der wesentlichen Anlagenteile.

- Hinweise zur Entnahme, Behandlung, Verwertung und Entsorgung des Schlammes.

Bepflanzte Bodenfilter zur Abwasserreinigung (Kainz, 2007)

Untersuchungen von Abwasser- und Schlammproben (Frey, 2005)

Rechtliche Grundlagen (WasserrechtsjuristInnen der Länder oder Bezirkshauptmannschaften)

PRAXIS

Laborübungen

In einem mehrstündigen Laborpraktikum werden in Labors von größeren Kläranlagen in der Nähe der Kursorte die für die Eigenüberwachung benötigten Geräte vorgestellt sowie die Untersuchungsmethoden geübt bzw. vorgezeigt. Daneben lernen die KursteilnehmerInnen einige Geräte und Methoden kennen, die nur auf größeren Kläranlagen angewendet werden, sowie bekommen sie durch mikroskopische Betrachtung des belebten Schlammes einen Eindruck der biologischen Vorgänge bei der Abwasserreinigung.

Das Schwergewicht der Übungen liegt auf der Analyse jener Parameter, die in den Bescheiden üblicherweise für die Eigenüberwachung vorgeschrieben sind. Darüber hinaus werden aber auch andere Parameter behandelt, weil sie für den Betrieb der Anlagen sinnvoll sind und weil sie vor allem das Gesamtverständnis für die Vorgänge in Kläranlagen fördern. Als Beispiele dafür seien Nitrat und Schlamm Trockensubstanz genannt.

Fachexkursion zu Kleinkläranlagen

Zur praktischen Vertiefung des vermittelten Fachwissens werden im Rahmen einer Exkursion mehrere Kleinkläranlagen unterschiedlicher Technik im näheren Umfeld des Kursortes besichtigt und so weit als möglich mit den Betreibern Erfahrungen ausgetauscht.

Kurs >50 – 500

Der Kurs dauert 2 Wochen. Etwa 40% der Ausbildungszeit belegen Lehrpraktika auf Kläranlagen und Gruppenarbeit. Die Teilnehmeranzahl je Kurs

beträgt etwa 25 Personen. Die Kursinhalte sind in einem Skriptum (ÖWAV, 2007b) zusammengefasst. Die Wissensvermittlung in den einzelnen Modulen wird jeweils mit kurzen Tests überprüft, der positive Kursabschluss wird mit einem Abschlusszeugnis bestätigt.

Einführung in die Abwasserreinigung

Betrieb von Technisch-Biologischen Kläranlagen (Schwerpunkt Belebungsanlagen)

Maschinelle und elektrotechnische Ausrüstung

Wartung von Schmutzwasserkanälen und kleinen Pumpwerken

Lehrpraktikum

Eigenüberwachung auf Kläranlagen 50-500EW

Klärschlammverwertung

Bewirtschaftung von bepflanzten Bodenfiltern

Arbeitssicherheit

Die Kurse wurden bisher schwerpunktmäßig in NÖ und OÖ abgehalten, einzelne auch in T und STMK. Der größte Bedarf an Kursen liegt in jenen Bundesländern, wo ihre Absolvierung die Voraussetzung für gewisse Erleichterungen (= Kosteneinsparung). Die zeitliche Entwicklung der Kurse zeugt von steigendem Bedarf.

Bis Ende 2007 durchgeführte Kurse:

>50-500 EW	3
bis 50 EW („konventionell“)	44
bis 50 EW („PKA“)	4

Neben der auf Dauer spürbaren Kosteneinsparung soll die Eigenverantwortung des Anlagenbetreibers durch den Besuch des Kurses forciert werden. Erfahrungen (auch eigene als Kursleiter) haben gezeigt, dass durch das im Kurs vermittelte Wissen (Verständnis dafür, wie die Abwasserreinigung nun wirklich funktioniert) das Interesse der Kursteilnehmer an den eigenen Anlagen wesentlich gesteigert und somit die Basis für eine verantwortungsvolle Wartung der Anlage gelegt werden konnte (Fenzl, 2007).

5 Zusammenfassung und Ausblick

In Österreich wird die Anzahl der biologischen Kleinkläranlagen weiter stark zunehmen, um die flächendeckende Abwasserentsorgung und damit den ausreichenden Gewässerschutz sicherzustellen. Eine Vielzahl von unterschiedlichen Kleinkläranlagentypen und –verfahren steht dafür zur Verfügung, die dem Stand der Technik entsprechen.

Neben der Infrastruktur bildet die sachkundige Betriebsführung und Überwachung von Kleinkläranlagen einen wesentlichen Bestandteil eines umfassenden Gewässerschutzes. Nur so ist die volle Wirksamkeit der hohen Investitionen in den Gewässerschutz sicherzustellen.

Die Betriebsführung kann entweder durch die Betreiber der Anlage selbst oder auf externer Basis (z.B. Genossenschaft/Verband, Wartungsverband, Gemeinden, Wartungsvertrag) erfolgen. Für alle Fälle ist die Fachkunde der Betreiber, als Letztverantwortliche für ihre Abwasserentsorgung, eine Grundvoraussetzung. In Österreich wird das entsprechende Fachwissen seit 2000 in entsprechenden ÖWAV Ausbildungskursen vermittelt. Neben dem betrieblichen Wissen wird das Hauptaugenmerk auf abwassertechnisches Basiswissen gelegt, das ein allgemeines Verständnis der Abwasserreinigung fördert. Mit diesem Kurs ist praktisch der Stand der Technik des Betriebes und der Wartung definiert.

Die Ausbildung ist die eine Sache, wie die Praxis aber zeigt, sind gerade bei Kleinkläranlagen Engagement und Motivation wichtige Elemente bei der Betriebsführung. Die Erfahrungen zeigen, dass mit steigendem Fachwissen auch das Interesse an der und das Engagement für die Anlage steigen. Erst wenn

Qualifikation und Engagement zusammentreffen, können Anlagen tatsächlich mit höchstmöglicher Effizienz betrieben werden. Diese Tatsache wirft natürlich die Frage nach der Verpflichtung zu einer derartigen Ausbildung für Betreiber von KKA auf.

Die Fremdüberwachung stellt einen weiteren wesentlichen Mosaikstein für den ordnungsgemäßen Betrieb von Kleinkläranlagen dar. Für die Behörden bedeuten die zahlreichen Kleinkläranlagen allerdings einen erhöhten, die personellen Ressourcen u.U. übersteigenden Überwachungsaufwand, für dessen Abdeckung neue Strategien überlegt werden müssen bzw. schon umgesetzt wurden.

6 Literaturverzeichnis

- Anonym (2001): Betrieb und Überwachung von Kleinkläranlagen, Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N., **Heft 42**
- BMFLFUW (2002): Gewässerschutzbericht 2002
- BMFLFUW (2007): Daten und Zahlen 2007
- Von Felde, K., Burmester, M., Robisch, H., Vollmer, J. (2002): Betrieb und Überwachung von Kleinkläranlagen – was gibt es Neues in Niedersachsen? *Wasser & Boden*, **54/5**
- Fenzl, G. (2007): Einsatzmöglichkeiten und Bedeutung der dezentralen Abwasserentsorgung aus Sicht des Landes Oberösterreich, 1.Österreichischer Kleinkläranlagentag, *Wr. Mitteilungen*, **Band 207**
- Franz, A. (2007): Betriebsführung von Kleinkläranlagen, ÖWAV-Ausbildungskurs für Betreiber von Kleinkläranlagen (< 50EW)
- Frey, W. (2007): Untersuchung von Abwasser- und Schlammproben, ÖWAV-Ausbildungskurs für Betreiber von Kleinkläranlagen (< 50EW)
- Geiger, W. (2004): Überwachung von Kleinkläranlagen aus der Sicht des Landratsamtes.79.Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium Okt..2004, *Stuttgarter Berichte zur SWW*, **Band 178**
- Haberl, R. (2007): Reinigungsverfahren – Grundlagen, ÖWAV-Ausbildungskurs für Betreiber von Kleinkläranlagen (< 50EW)
- Haberl, R. (2005): Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen, Abwasserentsorgung im ländlichen Raum, ÖWAV Seminar an der BOKU Wien, Sept.2005; *Wr. Mitteilungen*, **Band 194**
- Heidler, St. (2007): Förderungsmöglichkeiten von Kleinkläranlagen, 1.Österreichischer Kleinkläranlagentag, *Wr. Mitteilungen*, **Band 207**
- Hofmann, H. (2007): Einsatzmöglichkeiten und Bedeutung der dezentralen Abwasserentsorgung aus Sicht des Landes Niederösterreich, 1.Österreichischer Kleinkläranlagentag, *Wr. Mitteilungen*, **Band 207**

- Kainz, A. (2007): Pflanzenkläranlagen (Bepflanzte Bodenfilter) zur Abwasserreinigung, ÖWAV-Ausbildungskurs für Betreiber von Kleinkläranlagen (< 50EW)
- Kraus, P. (2007): Vorstellung typischer Anlagenformen, ÖWAV-Ausbildungskurs für Betreiber von Kleinkläranlagen (< 50EW)
- Kraus, P. (2007): Qualitätskriterien von Kleinkläranlagen in Österreich, 1.Österreichischer Kleinkläranlagentag, *Wr. Mitteilungen*, **Band 207**
- Otto, U. (2001): Erfahrungen aus dem Betrieb von rund 2000 Kleinkläranlagen, Kolloquium „Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“ im Bayr. Landesamt für Wasserwirtschaft“
- ÖWAV (2007): Skriptum zum Ausbildungskurs für Betreiber von Kleinkläranlagen (bis 50 EW), 2007a
- ÖWAV (2007): Skriptum zum Ausbildungskurs für Betreiber von Kläranlagen 51-500 EW, 2007b
- ÖNORM B 2502-1 (2007): Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) für Anlagen bis 50 Einwohnerwerte. Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb. Jänner 2007
- ÖNORM B 2502-2 (2003): Kleine Kläranlagen. Anlagen von 51 – 500 Einwohnerwerten. Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb.
- ÖNORM B 2505 (2005): Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen). Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb.
- Pressl, A., Haberl, R. (2005): Übersicht und vergleich von Kleinkläranlagen, ÖWAV Seminar an der BOKU Wien, Sept.2005; *Wr. Mitteilungen*, **Band 194**
- Wiedner, J. (2007): Einsatzmöglichkeiten und Bedeutung der dezentralen Abwasserentsorgung aus Sicht des Landes Steiermark, 1.Österreichischer Kleinkläranlagentag, *Wr. Mitteilungen*, **Band 207**
- Zipper, T., Fleischmann, N., Haberl, R. (1998): Development of a new system for control and optimization of small wastewater treatment plants using oxidation-reduction potential (ORP), *Wat.Sci.Tech.* **Vol 38, No.3**

Korrespondenz an:

Univ.Prof.Dipl.-Ing.Dr.Raimund Haberl

Universität für Bodenkultur Wien

Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz

Muthgasse 18

1190 Wien

Tel. +43 1 / 36 006 - 5801

Email: raimund.haberl@boku.ac.at

Messtechnik in der biologischen Abwasserreinigung

Ernis Saračević und Stefan Winkler

Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien

Kurzfassung: Im Bereich der Messtechnik für die Abwasserreinigung hat in den letzten Jahrzehnten eine bemerkenswerte Entwicklung stattgefunden, die einerseits durch die rasante Entwicklung im Bereich der Mikroelektronik aber auch durch die Adaptierung von verschiedenen Messverfahren für eine Anwendung in der Abwassertechnik gekennzeichnet war.

Für den Betrieb von abwassertechnischen Anlagen steht die Nutzung der Information, die aus Messdaten gewonnen werden kann, im Mittelpunkt des Interesses. Eine sachgerechte Planung und Installation und eine adäquate Wartung der Messeinrichtungen sind wesentliche Voraussetzungen um (i) die gewünschten Messwerte in der erforderlichen Qualität, Dichte und Zuverlässigkeit zu erhalten und (ii) die gewonnenen Messdaten so zu verknüpfen, dass daraus nutzbringende Informationen für den Anlagenbetrieb gewonnen werden können. Dies betrifft sowohl kurz- (z.B. Prozesssteuerung), mittel- (z.B. Optimierung) als auch langfristige (z.B. Anlagenerweiterungsplanung) Aufgaben.

Anhand ausgewählter Beispiele wird die Entwicklung der Messtechnik für die Abwasserreinigung, ihr Nutzen aber auch ihre Grenzen dargestellt.

Keywords: Analysatoren, ISE-Sensoren, Messtechnik, messtechnische Planung, Sauerstoffmessung, Spektrometrie

1 Anwendungsbereich und Nutzen von Messtechnik in der Abwasserreinigung

Abwasserreinigungsanlagen sind komplexe technische Anlagen; verschiedenste Randbedingungen (gesetzliche Bestimmungen für den Gewässerschutz, Sicherheitsanforderungen etc.) und die technische Weiterentwicklung in vielen Bereichen (Prozess- und Gerätetechnik) bedingen eine kontinuierliche Veränderung der Anforderungen an die Betriebsführung.

Messtechnik ist ein Hilfsmittel zur Überwachung und Kontrolle von Prozessen in der Abwasserreinigung, aber auch eine wesentliche Basis zur Dokumentation des Anlagenbetriebs, zur Erkennung von Optimierungsmöglichkeiten oder Betriebsproblemen und zur Verfolgung der Entwicklung der Anlagenbelastung – was wiederum als Grundlage für die zukünftige Anlagenplanung dient.

Letztlich ist für den Anlagenbetreiber entscheidend, welche Information aus den Messdaten abgeleitet werden kann – um kurz-, mittel- und langfristig die geeigneten Maßnahmen setzen zu können die mannigfaltigen Anforderungen an den Anlagenbetrieb optimal und kosteneffektiv zu erfüllen.

Die Frage des Einsatzes von Messtechnik muss daher bereits ein integraler Bestandteil der Anlagenplanung sein – ausgehend von drei wesentlichen Fragestellungen, die gegebenenfalls durch behördliche Anforderungen überlagert werden:

- Welcher Parameter muss an welchen Stellen der Anlage gemessen werden um welche Information zu gewinnen, die auf welche Art genutzt wird?
- Welche (baulichen) Maßnahmen sind erforderlich, um an den identifizierten Stellen eine sachgerechte Installation (im Sinne des ausgewählten Messverfahrens) und die erforderliche Wartung des Messgerätes zu ermöglichen?
- Welches Messverfahren ist für die typischen Verhältnisse an der ausgewählten Messstelle und zur Beantwortung des definierten Informationsbedürfnisses am Besten geeignet?

Eine entsprechende messtechnische Planung ist eine wesentliche Voraussetzung für einen sinnvollen Einsatz von Messtechnik, damit im Betrieb die Messdaten in der erforderlichen Qualität, Zuverlässigkeit und Häufigkeit geliefert werden. Hingegen kann eine unzureichende Planung Ursache für Probleme im Betrieb von Messgeräten sein; insbesondere sind folgende Punkte zu beachten:

- Ist der ausgewählte Einbauort repräsentativ (Durchmischung, Anströmung, etc.)?
- Ist die Zugänglichkeit für Wartungsarbeiten gegeben bzw. können die erforderlichen Wartungsarbeiten überhaupt sinnvoll am Einbauort

durchgeführt werden? Besteht alternativ die Möglichkeit das Messgerät unkompliziert und kurzfristig (Halterung, Anschluss am Messumformer, Ersatzwertaufschaltung etc.) vom Einbauort zu entfernen und z.B. Im Anlagenlabor (Übertragbarkeit von Kalibrierdaten zwischen Messumformern) zu warten?

- Sind Störeinflüsse gegeben (z.B. Dosierstellen), die eine dauernde Verfälschung des Messsignals oder einen übermäßigen Verschleiß des Messsystems verursachen können?

Insbesondere der Aspekt der Durchführbarkeit der erforderlichen Wartungsarbeiten trägt wesentlich zur Zuverlässigkeit von Messsystemen und folglich ihrer Akzeptanz und zur nutzbringenden Verwendung von Messdaten bei. Hingegen kann ein unsachgemäßer Einbauort und daraus resultierende Wartungslimitierungen Ursache von Problemen sein, die oftmals fälschlich dem Messsystem zugeordnet werden. Dieser Effekt wird verstärkt, wenn der Nutzen eines Messsystems nicht transparent ist und damit die wiederkehrende Aufgabe einer (durch den ungeeigneten Einbauort) beschwerlichen Wartung als Arbeitsbelastung ohne offensichtlichen Nutzen wahrgenommen wird.

Die nachfolgende Tabelle 1 fasst die wichtigsten Messparameter, ihren möglichen Einbauort und ihren Nutzen für den Anlagenbetrieb zusammen.

Tabelle 1: Übersicht der wichtigsten Messparameter in der Abwassertechnik, möglicher Einbauorte und ihres Nutzens

MESSPARAMETER	MESSORT	INFORMATION / NUTZEN
Durchfluss Niveau Druck	Kanalnetz Zu- / Ablauf Rechen Speicherbecken Schlammbehandlung Luftleitungen	<i>Hydraulische Belastung der ARA Oberflächenbeschickung der Zwischen- und Nachklärung Steuerung Probenehmer Frachtberechnungen Massenbilanzierung, Schlammhaushalt Gasproduktion, -speicherung und -verbrauch Belüftungssystem</i>
Automatische Probenahme	Zu- / Ablauf Ablauf Vorklärung Zwischenklärung	<i>Anlagenbelastung Belastung der biologischen Stufe Eigenüberwachung Behördliche Auflagen</i>
pH-Wert	Zu- / Ablauf Belebungsbecken Neutralisations- / Ausgleichsbecken Faulturm Trübwasserbehandlung	<i>Pufferkapazität (Nitrifikation-bei sehr weichem Wasser) Eigenüberwachung, Behördliche Auflagen Zulaufqualität (außergewöhnliche Veränderungen) Prozesssteuerung (Belüftung, Substratzugabe)</i>
Leitfähigkeit	Zulauf	<i>Zulaufqualität (außergewöhnliche Veränderungen)</i>
Sauerstoff	Zu- / (Ablauf) Belebungsbecken Trübwasserbehandlung	<i>Sauerstoffregelung Aerobes Volumen Behördliche Auflagen</i>
Ammonium, Nitrat und Phosphat	Zu- / Ablauf Ablauf Vorklärung Zwischenklärung Belebungsbecken	<i>Anlagenbelastung Belastung der biologischen Stufe Fällmitteldosierung Interne Rezirkulation (Denitrifikation) Sauerstoffregelung Eigenüberwachung</i>
Trübung	Schwebstoffe Zu-/Ablauf Trockensubstanz BB Schlammproduktion	<i>Anlagenbelastung, Massenbilanzierung - Faulturmbeschickung, Schlammparameter Schlammhaushalt</i>
UV-(VIS)-Absorption	Zu- / Ablauf Ablauf Vorklärung Zwischenklärung Belebungsbecken	<i>CSB, TS: Anlagenbelastung, Eigenüberwachung Sulfid: H₂S-Produktion Belastung der biologischen Stufe Nitrat (Denitrifikationssteuerung / -regelung), Nitrit (Sonderfälle, Vorbehandlung) Schlammparameter Massenbilanzierung</i>

2 Messprinzipien in der Abwassertechnik

Die Messtechnik für die Abwasserreinigung hat in den letzten Jahrzehnten eine bemerkenswerte Entwicklung erfahren, die auch maßgeblich durch die Entwicklung im Bereich der Mikroelektronik beeinflusst war. Auch konnten, insbesondere in den letzten Jahren, Messprinzipien für die Anwendung im Abwasserbereich adaptiert werden, die in anderen Bereichen (z.B. Medizintechnik) oder im Laboreinsatz schon länger Verwendung fanden.

In der nachfolgenden Tabelle 2 sind die wichtigsten Messprinzipien angeführt, die in der Abwassermesstechnik Anwendung finden. Die angegebenen Messprinzipien werden in der Literatur z.T. sehr detailliert beschrieben; nachfolgend werden ausgewählte Referenzen angegeben:

Ein Überblick über Messverfahren der Abwassermesstechnik findet sich z.B. in Winkler und Saračević (2005), VSA (1999) und Moser (1993). Messverfahren für die Durchflussmessung werden in Frey (2004) und im ÖWAV-Regelblatt 38 (2007) beschrieben.

Tabelle 2: Übersicht aktueller Messprinzipien in der Abwassertechnik

PARAMETER	MESSPRINZIP
Durchfluss, Niveau, Druck	Drosselgeräte, Ultraschallmessung Magnetisch induktive Messung
pH-Wert	Potentiometrisch
Leitfähigkeit	Konduktiv, Induktiv
Sauerstoff	Amperometrisch, Lumineszenz
Ammonium, Nitrat, Nitrit, und Phosphat	Photometrisch, Ionensensitiv, Spektrometrisch
Gesamtstickstoff	Aufschluss, nachfolgend Titrimetrische bzw. photometrische Bestimmung
Gesamtphosphor	Säure Aufschluss, nachfolgend Photometrische Bestimmung
CSB	Oxidation mit Kaliumdichromat, nachfolgend Titration oder photometrische Bestimmung
TOC – Gesamter organischer Kohlenstoff	Thermische oder Naßchemischer Aufschluss, nachfolgend IR-Absorption
Absorptionsmessung	Spektrometrisch
Trübung	Streulichtmessung, Durchlichtmessung

Wie Tabelle 2 zeigt, sind für unterschiedliche Parameter mehrere Messprinzipien gebräuchlich.

Die Auswahl des Messverfahrens muss immer verschiedene Randbedingungen berücksichtigen, wobei jener Aspekt entscheidend sein sollte, der im Hinblick auf die Nutzung der Messdaten der Wichtigste ist.

Ein (vermeintlich) günstiges Messverfahren ist wenig nutzbringend, wenn es aus impliziten Eigenschaften des Messprinzips nicht die erforderliche Genauigkeit erreichen kann. Umgekehrt ist die Installation eines komplexen Messverfahrens

für eine Anwendung, bei der z.B. eine Trenderkennung im Zentrum steht, in der Regel nicht wirtschaftlich.

Die Auswahl des Messverfahrens sollte nach Informationsbedürfnis, Anwendungszweck und den Gesamtkosten (Investition & Betrieb) erfolgen. Ein Messgerät sollte nur dann installiert werden, wenn es eine für den Anlagenbetrieb spezifische Information liefert, die auch nachgefragt wird.

3 Allgemeine Betrachtungen zum Einsatz von Messtechnik in Abwasseranlagen

3.1 Die „Probenahme“ kontinuierlich messender Systeme

In der Analytik, also sowohl in der Labor- als auch in der Prozessmesstechnik sind verschiedenste Einflüsse zu beachten, die einen gemeinsamen Einfluss auf die Genauigkeit eines Messverfahrens haben.

Die Messgenauigkeit *kann* vom verwendeten analytischen Messverfahren abhängen; sie wird aber *immer* von der Probenahme abhängen (Camann, 2001). Bei kontinuierlich messenden Systemen ist der Einbauort der entscheidende Faktor für die „Probenahme“; bei *in-situ* oder *in-line* Sonden (Tauch- und Eintauchsonden) sogar der Einzige. In-situ Systeme entnehmen i.d.R. (Ausnahme: Messbojen) keine Probe; der Einbauort des Sondenkopfs ist gleichzeitig der „Probenahmeort“. Bei *on-line* Systemen (z.B. Analysatoren mit Probenaufbereitung) sind zusätzlich die Eigenschaften des Probenahmesystems zu berücksichtigen (Abbau in den Probenförderleitungen etc., siehe Thonhauser (1998)). Im Vergleich zu den in-situ Systemen entspricht bei Letzteren der Einbauort der Probenförderpumpe oder des Filtersystems (z.B. getauchte Membranplatten im Becken) der eigentlichen Probenahmestelle.

Theoretische Überlegungen (Camann, 2001) zeigen, dass die Probenahme in der Regel den dominierenden Einfluss auf die Gesamtgenauigkeit des Messverfahrens hat; der Gesamtfehler setzt sich aus dem Probenahme-, Probenvorbereitungs- und dem Analysenfehler zusammen. Der Betrieb von Messtechnik ist daher wenig nutzbringend, wenn ein Messgerät aufgrund

unzureichender Planung so installiert wird, dass ein systematischer Probenahmefehler vorliegt.

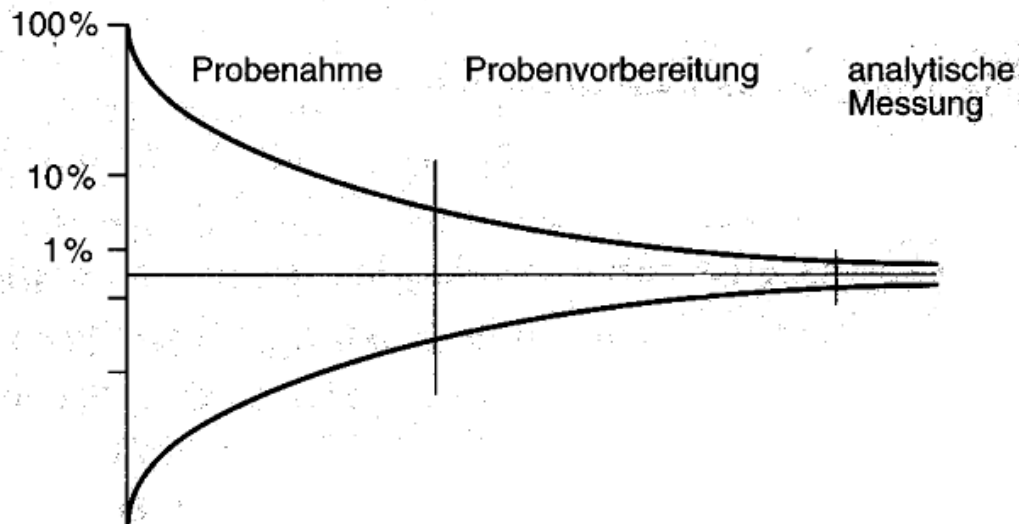


Abb.1: Gesamtfehler eines Messverfahrens (aus Camann, 2001)

3.2 Eignung des Mess- und Kalibrierverfahrens

Wie in Tabelle 2 dargestellt, sind in der Abwassertechnik verschiedene Messprinzipien gebräuchlich – die jedoch für unterschiedliche Anwendungen unterschiedlich geeignet sind.

So sind z.B. *induktive Leitfähigkeitssonden* relativ unempfindlich gegenüber Verschmutzung oder chemischen Angriff und haben einen großen Messbereich; *konduktive Leitfähigkeitssonden* haben i.d.R. einen im Vergleich kleineren Messbereich und sind aber daher empfindlicher („bessere Auflösung“). Bei *konduktiven Leitfähigkeitssonden* stehen jedoch die Messelektroden im direkten Mediumkontakt und daher ist ihre Zuverlässigkeit stärker durch Verschmutzungen oder chemische Einflüsse beeinflusst.

Auch das Kalibrierverfahren kann einen entscheidenden Einfluss auf die Eignung des Messverfahrens haben. Beispielhaft seien dazu frühe Arbeiten von Matsché und Ruider (1982) betreffend der Anwendung der Spektrometrie im Abwasserbereich angeführt.

Abb.2 zeigt den Zusammenhang zwischen dem CSB und der UV-Absorption (bei 260 nm) von Ablaufproben zweier Kläranlagen; die Proben wurden händisch entnommen und im Labor mit beiden Methoden analysiert.

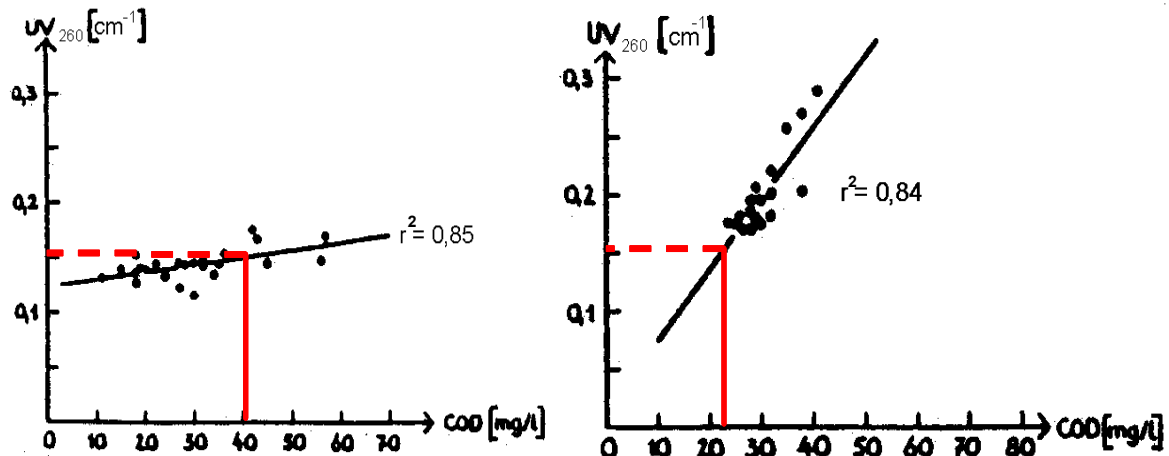


Abb.2: CSB und UV-Absorption (bei 260 nm) von Ablaufproben unterschiedlicher kommunaler Kläranlagen (aus Matsché und Ruider, 1982)

Für beide Anlagen konnte ein Zusammenhang („Kalibriergerade“) gefunden werden; das Quadrat des Korrelationskoeffizienten r^2 ist in beiden Fällen annähernd gleich groß. Die Kalibriergerade, oder allgemeiner die Kalibrierfunktion oder das **Kalibriermodell** (z.B. im Falle eines nichtlinearen Zusammenhanges), ist jedoch **abwasserspezifisch**. Im linken Beispiel (Abb.2) entspricht eine gemessene Absorption von $0,15 \text{ cm}^{-1}$ einem CSB von $40 \text{ mg}_{\text{CSB}}/\text{L}$, hingegen entspricht im rechten Beispiel einer Absorption von $0,15 \text{ cm}^{-1}$ einem CSB von $22 \text{ mg}_{\text{CSB}}/\text{L}$; also etwa der Hälfte.

Die beobachteten Unterschiede sind durch die unterschiedliche Abwasserzusammensetzung bedingt; d.h. es sind in den Abläufen der beiden betrachteten Anlagen unterschiedliche Stoffe enthalten, die in unterschiedlichem Ausmaße zum CSB bzw. der UV-Absorption beitragen – es könnten im linken Beispiel auch Substanzen vorliegen, die zum CSB beitragen, jedoch keine Absorption im UV-Bereich aufweisen.

Eine Anwendung der UV-(VIS)-Spektrometrie erfordert daher **messprinzipbedingt** immer eine Entwicklung eines **abwasserspezifischen Kalibriermodells**. Sogenannte Vor- oder Werkskalibrierungen können nicht an die spezifische Abwassermatrix angepasst sein (oder nur rein zufällig), da sie

üblicherweise einen Durchschnitt ähnlicher Anwendungsfälle (z.B. CSB im Anlagenablauf) beschreiben.

Die Erfahrung zeigt, dass bei einer relativ konstanten Abwassermatrix (z.B. Nitrifikationsanlage, $t_{TS} = 15$ d) und dem Bestimmen einer Substanz, die eine definierte Absorption im UV-Bereich aufweist (z.B. NO_3^-), leichter ein geeignetes (und ggf. allgemeingültigeres) Kalibrationsmodell gefunden werden kann, als z.B. für die Bestimmung eines Summenparameters (z.B. CSB) in einer stark schwankenden Abwassermatrix (z.B. Rohzulauf).

4 Ausgewählte Messverfahren

4.1 Sauerstoffmessung

4.1.1 Messprinzipien für die Sauerstoffmessung

Die Konzentration von gelöstem Sauerstoff in Wasser kann mit folgenden Methoden gemessen werden:

- Winkler Methode (Titrationslabormethode)
- Amperometrisches Messprinzip
- Lumineszenzmethode

Die Sauerstoffbestimmung nach der **Winkler-Methode** (Winkler L.W., 1888) ist eine aufwendige titrimetrische Methode. Sie wurde früher verwendet, da Sauerstoffsonden noch teuer und wenig verbreitet waren. Diese Methode hat mittlerweile in der Praxis der Abwasserreinigung nur mehr eine historische Bedeutung.

Das **amperometrische Messprinzip** wurde die letzten 30 Jahren als hauptsächliche Methode zur Sauerstoffmessung in der Abwassertechnik verwendet.

Es sind zwei Ausführungsformen der membranbedeckten Elektroden bekannt. Bei der „**Clark-Zelle**“ ist das Messmedium durch eine sauerstoffdurchlässige

Membran von der Messzelle mit einer Goldkathode und einer Silberanode getrennt. Der „*Mackereth-Sensor*“ ist eine selbstpolarisierende Elektrode mit einer Silberkathode und einer Bleianode.

Eine weitere Ausführungsform ist der „*Kalman-Sensor*“. Dabei handelt es sich um einen membranlosen Sensor; zwischen der Kathode (Silber) und der Anode (Eisen oder Zink) fließt der Strom über das Messmedium, das als Elektrolyt dient. Die Stromstärke ist unter anderem von der Konzentration des im Medium gelösten Sauerstoffs abhängig.

In jüngster Vergangenheit hat sich ein optisches Messprinzip, die *Lumineszenzmethode*, für die Sauerstoffmessung in der Wasserqualitätsmesstechnik etabliert. Dabei wird die Abklingdauer der Lumineszenzstrahlung eines Lumiphors (sauerstoffempfindliche Membran) gemessen; die Dauer und Intensität der Lumineszenzstrahlung ist von der Sauerstoffkonzentration im Medium abhängig.

Eine detaillierte Beschreibung der Messverfahren und Sensorbauformen findet sich in Winkler und Saračević (2005).

4.1.2 Anwendung der Sauerstoffmessung

Die Sauerstoffmessung ist eine der bedeutendsten Messungen für den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen; die Regelung des aeroben Volumens ist eine zentrale Maßnahme zur Beeinflussung der Abbauprozesse im Belebungsbecken.

Auf der Kläranlage Blumental wurden im Jahr 1973 Profilmessungen der Sauerstoffkonzentration in dem mit Mammutrotoren ausgerüsteten Umlaufbecken durchgeführt (Matsché, 1974). Es wurden offene amperometrische Sonden (Kalmansensoren) verwendet, und unter Annahme einer konstanten (innerhalb weniger Stunden) Anlagenbelastung wurde die Sauerstoffkonzentration an mehreren Stellen im Becken gemessen – und dabei die Anzahl der aktiven Rotoren verändert. Diese Vorgehensweise wurde an mehreren Tagen bei unterschiedlichen Belastungsverhältnissen wiederholt. Es sei erwähnt, dass alle Messwerte von lokalen Anzeigen abgelesen und protokolliert wurden – die Gesamtheit der Messdaten wurden händisch ausgewertet und in die in Abb.3 dargestellten Profile umgesetzt.

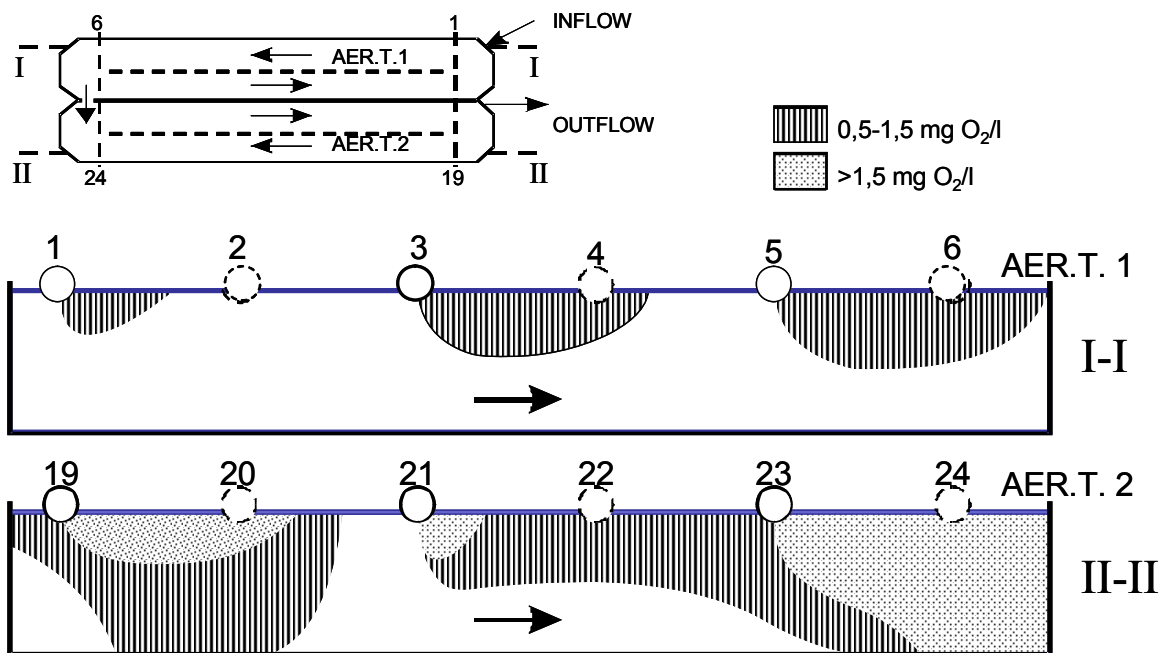


Abb.3: Sauerstoffkonzentrationsprofil im Umlaufbecken mit Mammutrotoren (Matsché, 1974)

Die mittels der Profilmessungen gewonnenen Erkenntnisse über die Ausgestaltung und Dynamik der Milieubedingungen (aerob/anoxisch/anaerob) entlang des Fließweges in den Umlaufbecken (sowohl Längs- als auch Tiefenprofile bei unterschiedlicher Belüftungsintensität) haben wesentlich zum Verständnis der Prozesse der Stickstoffentfernung (Nitrifikation/Denitrifikation) beigetragen (Matsché und Spatzierer (1975), Matsché (1977)) und zum Teil auch frühere Annahmen über die Vorgänge im Belebungsbecken widerlegt (Matsché, 1972).

Das detaillierte Prozessverständnis bildete in der Folge die Basis für die Entwicklung verschiedenster Regelstrategien für die Stickstoffentfernung, die ihrerseits wiederum auf der Anwendung von Messtechnik beruhen.

Der Einsatz von Messtechnik kann somit einerseits der Analyse von Prozessen der Abwasserreinigung dienen und zu einer Verbesserung des Prozessverständnisses führen. Das verbesserte Prozessverständnis führt auf Basis der genaueren Kenntnis der Ursache-Wirkungsbeziehungen zu verbesserten Strategien der Prozessregelung und damit zu einer besseren Nutzung der Leistungsfähigkeit der Reinigungsprozesse.

Berücksichtigt man schließlich, dass heute mit der optischen Sauerstoffmessung ein sehr wartungsarmes Messverfahren verfügbar ist, bei dem gegenüber der

amperometrischen Messung auch die Notwendigkeit der periodischen (Luft-)Kalibrierung entfällt, so kann durchaus von einem erheblichen Fortschritt der Prozessmesstechnik für die Abwasserreinigung gesprochen werden. Es sei an dieser Stelle jedoch auch angemerkt, dass durchaus noch Optimierungsmöglichkeiten bei gewissen Detaillösungen optischer Sauerstoffsensoren bestehen.

4.2 Nährstoffmessungen (Ammonium, Nitrat und Phosphat)

4.2.1 Übersicht der Messprinzipien für die Nährstoffmessung

Die kontinuierliche Messung von Nährstoffparametern (Ammonium, Nitrat und Phosphat) wird in der Abwassertechnik vorwiegend zur Überwachung und Regelung des Abwasserreinigungsprozesses eingesetzt; ein weiteres potentielles Anwendungsfeld ist das Monitoring von Mischwasserentlastungen (Gerhold, 2006).

Es kommen im Wesentlichen die folgenden Messprinzipien zu Einsatz:

-**Photometrisch** (alle Parameter: Erfordert vorhergehende Filtration → Trübung)

-**Gassensitiv** (Ammonium: Erfordert vorhergehende Filtration → Verstopfung)

-**Potentiometrisch** (Ammonium, Nitrat: In-situ (ISE-Sonden), oder in Analysatoren mit vorhergehender Grobfilterung → Verstopfung)

-**Spektrometrisch** (Nitrat: In-situ oder nach Filtration → Schwebstofffreie Probe)

Die **photometrische Messung** ist allgemein durch die Küvettentests für die Laboranwendung gut bekannt. Durch die Zugabe der filtrierten Probe wird eine Farbreaktion ausgelöst; die Absorption der gefärbten Lösung wird im Photometer gemessen. Eine im Photometer hinterlegte Kalibrierfunktion rechnet die gemessene Absorption in die Konzentration des Zielparameters um.

Wie Abb.4 zeigt, absorbiert die gefärbte Probe im Küvettentest in einem breiten Wellenlängenbereich; die Messung im Laborphotometer verwendet jedoch nur spezifische Wellenlängen. So wird zur photometrischen Messung der Ammoniumküvettentests eine Wellenlänge im Bereich von 690 nm verwendet; dies liegt im Bereich des Absorptionsmaximums des Tests im sichtbaren

Wellenlängenbereich (Abb.4). Hingegen wird beim Nitratküvettest eine Wellenlänge im Bereich von 345-370 nm verwendet; auch in diesem Bereich ist ein lokales Maximum des Absorptionsspektrums des betreffenden Küvettest erkennbar (Abb.4). Im Unterschied zum Ammoniumküvettest liegen beim Nitratküvettest die Absorptionsmaxima im UV-Bereich; für die photometrische Messung wird ein Wellenlängenbereich an der Grenze zum sichtbaren Bereich gewählt.

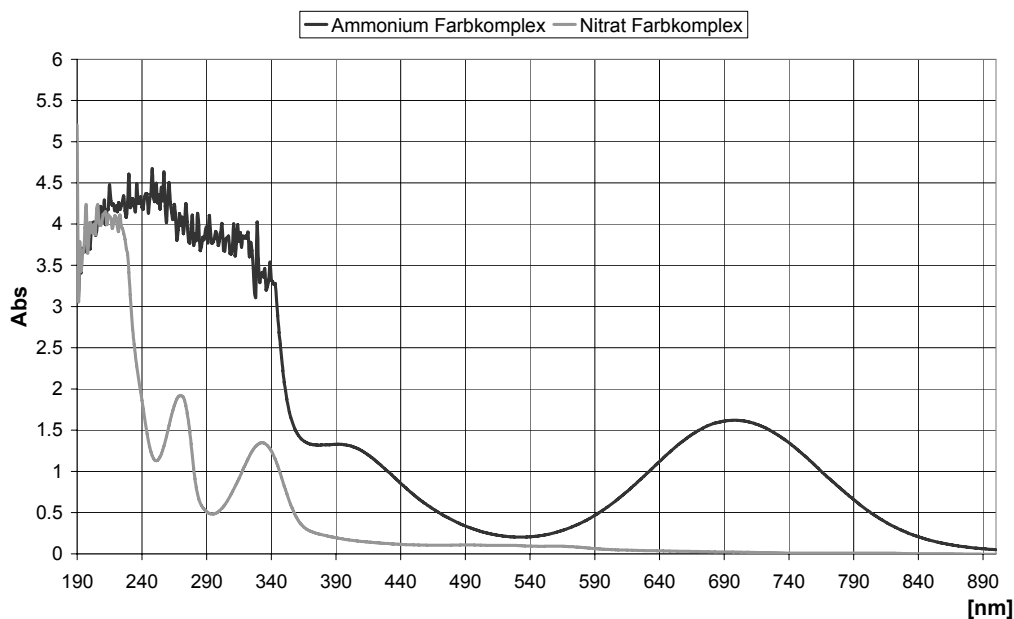


Abb.4: Absorptionsspektren zweier Küvettestests ($\text{NH}_4\text{-N}$: 690 nm, $\text{NO}_3\text{-N}$: 324 nm)

Betreffend der Bauformen der Messgeräte zur Nährstoffbestimmung ist ein Trend zu kompakten Bauformen feststellbar; weiters wird versucht frühere Schwachstellen zu eliminieren bzw. durch deutlich wartungsfreundlichere Lösungen zu ersetzen.

4.2.2 Analysatoren

Bei den Analysatoren kommen oftmals die *photometrischen Messverfahren* zur Anwendung, für Ammonium wird verbreitet auch die *gassensitive Messung* verwendet und für Nitrat auch die *UV-Absorptionsmessung*. Bei den meisten Analysatoren ist eine Filtrationseinheit angeschlossen (heute zunehmend getauchte Membranplatten), z.T. werden auch Absetzeinheiten verwendet. Sogenannte „Beckenrandanalysatoren“ bieten die Möglichkeit der Installation unmittelbar beim Becken (Entfall einer langen Probenförderleitung und des

Analysatorraumes). Bojenanalysatoren werden in-situ montiert und sind sozusagen „miniaturisierte“ Analysatoren mit integrierter Filtereinheit. Abb.5 zeigt Beispiele moderner Analysatoren.



Abb.5: Beispiele für Beckenrand- bzw. Bojenanalysatoren (und deren Filtrationseinheiten)

4.2.3 Spektrometer zur Bestimmung von Nitrat

Nitrat kann auch direkt im Medium (ohne vorherige Farbreaktion), oder nach Filtration, durch Messung der UV-Absorption bestimmt werden. Dabei wird der Umstand ausgenutzt, dass Nitrat eine definierte Absorption innerhalb des UV-Bereichs aufweist (Abb.6).

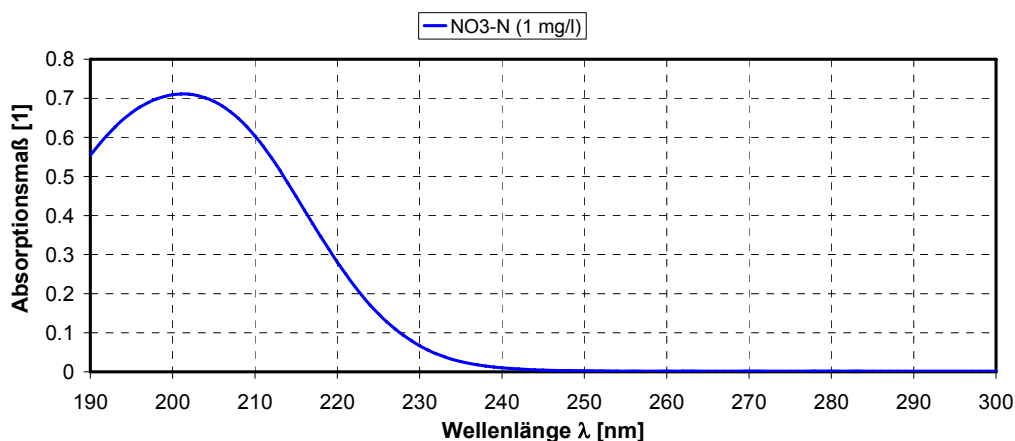


Abb.6: Absorption von Nitrat in destilliertem Wasser

Wie in Abschnitt 3.2 erwähnt, ist für die Umrechnung der gemessenen Absorption in die Nitratkonzentration eine abwasserspezifische Kalibrierfunktion erforderlich. Die hauptsächliche Anwendung für dieses Messverfahren ist jedoch die Nitratmessung im Belebungsbecken, dort finden keine abrupten Änderungen der Abwasserzusammensetzung statt – die „Abwassermatrix“ ist relativ konstant. Somit erzielt man auch auf Basis von „Werkskalibrierungen“ einigermaßen plausible Messergebnisse; die werksseitigen Kalibrierfunktionen können i.d.R. noch durch lineare Korrelation an die spezifische Abwassermatrix angepasst werden.

Für die direkte spektrometrische Bestimmung von Nitrat benötigt man ein (Zwei- oder Mehrwellenlängen-) Spektrometer, das in-situ installiert wird (hier gibt es auch Bauformen mit integriertem Filter oder Absetzküvette) oder in einem Analysator integriert ist.

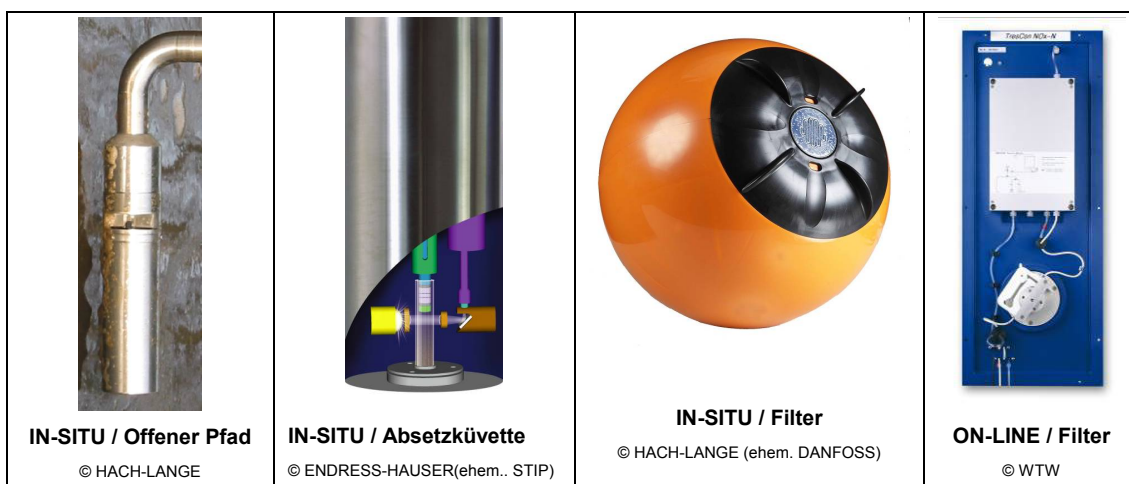


Abb.7: Beispiele für Spektrometer zur Messung von Nitrat

4.2.4 Ionensensitive Sonden

Ionensensitive Elektroden (ISE), nutzen das gleiche Messprinzip wie pH-Elektroden und sind im Laborbereich seit Jahrzehnten im Einsatz; für die Prozessmesstechnik sind sie seit etwa sechs Jahren auch von großen Anbietern erhältlich. In der Zwischenzeit sind auch Praxisberichte verfügbar (z.B. Früh, 2007), die die Praxistauglichkeit dieser Instrumente aufzeigen.

ISE-Sonden sind in Investition und Betrieb relativ kostengünstig, können in-situ installiert werden (Entfall der Filtration) und verursachen keinen kontinuierlichen Chemikalienverbrauch. Andererseits ist messprinzipsbedingt eine Querempfindlichkeit zu anderen Ionen gegeben (für die Abwassermesstechnik relevant ist die Querempfindlichkeit von Ammonium auf Kalium ($\text{NH}_4^+:\text{K}^+ \approx 1:20$) und von Nitrat auf Chlorid ($\text{NO}_3^-:\text{Cl}^- \approx 1:300$)). Durch den Elektrolytverbrauch und durch „Alterung“ der Membran ist eine periodische (etwa 14-tägige) Kalibrierung und Justierung erforderlich.

Die Standzeit der Messelektroden ist je nach Anwendung unterschiedlich; als Erfahrungswert kann man im Rohabwasser von etwa 2-3 Monaten (Fettanlagerungen \leftrightarrow erhöhte mechanische Beanspruchung durch kurze Reinigungsintervalle-Druckluft: ca. alle 5-10 Min.), im Belebungsbecken von etwa 6-8 Monaten (Reinigungsintervall-Druckluft: ca. alle 45-90 Min.) und im Ablauf von etwa 4-12 Monaten ausgehen (mögliche Probleme durch Algenbewuchs, Reinigungsintervall-Druckluft: ca. alle 20-90 Min.). Die Standzeit der Referenzelektrode ist bei allen Anwendungen etwa 12 Monate. Der Wartungsaufwand ist in etwa gleich wie für moderne Analysatoren (Membransysteme statt Ultrafiltrationseinheit) oder Bojensysteme.

Ein wesentlicher Vorteil von ISE-Sonden ist, dass sie auch Anwendungen ermöglichen, die mit filtrierenden Systemen i.d.R. sehr wartungsintensiv sind; also Messungen im Zulauf oder zulaufnahen Bereich (z.B. Ablauf Vorklä rung). Bei solchen Anwendungen ist auch die Querempfindlichkeit der ISE-Sonden weniger relevant; geht man von einer typischen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration von $45 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{L}$ und einer Schwankung der Kaliumkonzentration von $30 \text{ mg}_{\text{K}}/\text{L}$ (zwischen Trocken- und Regenwetter) aus, so entspricht der Störeinfluss durch die Schwankung der Kaliumkonzentration $30:20 = 1,5 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{L}$ oder etwa 3,3 %.

Praktisch alle modernen ISE-Sondensysteme bieten die Möglichkeit der Kompensation der Querempfindlichkeit mittels simultaner Messung des Störions. Nicht ideal in diesem Zusammenhang ist, dass manche Systeme ausschließlich automatisch kompensieren, d.h. das Messsignal der Kompensationselektrode wird nicht getrennt ausgegeben und ein Fehler der Kompensationselektrode führt unmittelbar auch zu einem Fehler des eigentlichen Messsignals. Abb.8 zeigt Beispiele moderner ISE-Sonden.



Abb.8: Beispiele moderner ISE-Sonden

Im Betrieb von ISE-Sonden sind gewisse Randbedingungen zu berücksichtigen, die nachfolgend kurz behandelt werden:

- Einfluss der Anströmungsgeschwindigkeit
- Einfluss des pH-Wertes \Leftrightarrow Ammonium-Ammoniakgleichgewicht
- Nichtlinearität der Ammoniumelektrode im Messbereich unter 0,5 mg/L

ISE-Sonden sollten so eingebaut werden, dass eine gewisse Anströmung sichergestellt ist (etwa 50 cm/s); anderenfalls kommt es vermutlich zum Aufbau von statischen Ladungsschichten an der Messelektrode und folglich zu einer Signaldrift (Abb.9).

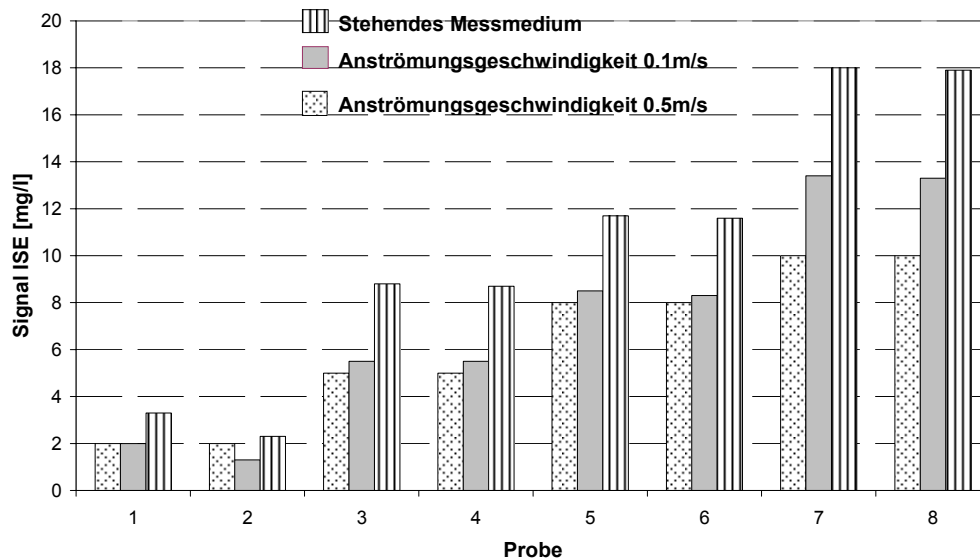


Abb.9: Einfluss der Anströmungsgeschwindigkeit bei ISE-Sonden

Wie allgemein bekannt ist, beeinflusst der pH-Wert das Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak in wässrigen Lösungen (Abb.10); die NH_4^+ -ISE-Sonde misst jedoch die Aktivität der NH_4^+ -Ionen. Steigt der pH-Wert über 8,0 so liegt ein zunehmender Anteil als Ammoniak vor und der Rohmesswert muss mittels dem pH-Wert korrigiert werden, um die für die Abwassertechnik relevante Messgröße $\text{NH}_x\text{-N} = (\text{NH}_4 + \text{NH}_3)\text{-N}$ zu erhalten. [Es sei angemerkt, dass die Indophenolblaumethode (z.B. Küvettestests) im basischen Bereich (pH=12,6) abläuft und somit ebenfalls der gesamte nichtoxidierte Stickstoff gemessen wird]. ISE-Sonden, die als Referenzelektrode eine pH-Elektrode verwenden, haben i.d.R eine pH-Kompensation bereits integriert.

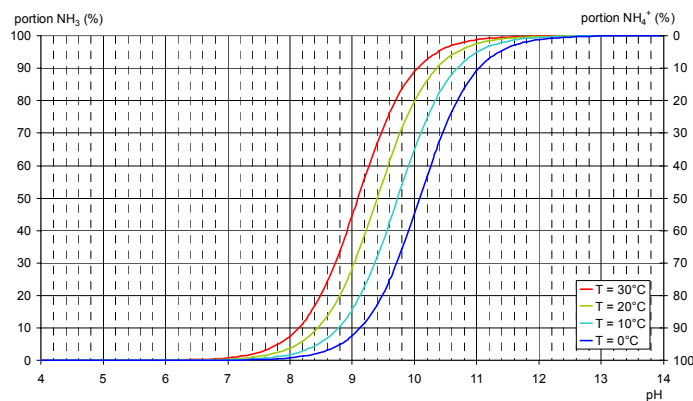


Abb.10: Ammonium/Ammoniak-Gleichgewicht

NH_4^+ -ISE zeigen im unteren Messbereich ($< 0,5 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{L}$) ein nichtlineares Verhalten (Abb.11); dies ist bei der Kalibrierung und Justierung zu berücksichtigen. Abb.11 zeigt auch (stark überhöht) den Effekt des Elektrolytverbrauchs in der Messelektrode. Eine der beiden Elektroden wurde zu Versuchszwecken mit einem 1:10 verdünnten Elektrolyt befüllt, was eine deutliche Verschiebung der gemessenen Potentialdifferenz zur Folge hat.

Prinzipiell muss in jenem Konzentrationsbereich justiert werden, der für den jeweiligen Anwendungsfall typisch ist – nach Einbau einer neuen Messelektrode ist auch immer eine Adaptionszeit der Messmembran von etwa einer Stunde abzuwarten (Anpassung an die Abwassermatrix - Ionenstärke). Bei der Justierung wird die werksseitige Kalibrierkurve an den Referenzpunkt (Einpunkt- oder Offsetjustierung) oder mehrere Referenzpunkte (Mehrpunktjustierung) angepasst.

Eine Mehrpunktjustierung war bisher relativ aufwendig, da dafür die ISE-Sonde ausgebaut und in ein Gefäß mit der Abwasserprobe getaucht werden musste. In diesem Gefäß wurde dann eine Standardaddition durchgeführt, wobei während des gesamten Vorganges eine gleichmäßige Anströmung und, bei Anwendungen im Belebungsbecken, ein Stoppen des biologischen Abbaus in der Abwasserprobe sichergestellt werden musste. Moderne ISE-Systeme bieten nun die Möglichkeit *in-situ* eine Mehrpunktjustierung durchzuführen; d.h. es können zu verschiedenen Tageszeiten (= unterschiedliche Belastung = unterschiedliche Abwassermatrix) Referenzmessungen durchgeführt werden, die dann für eine Mehrpunktjustierung zusammengefasst werden. Damit kann eine optimale Matrixanpassung der ISE-Sonde durchgeführt werden.

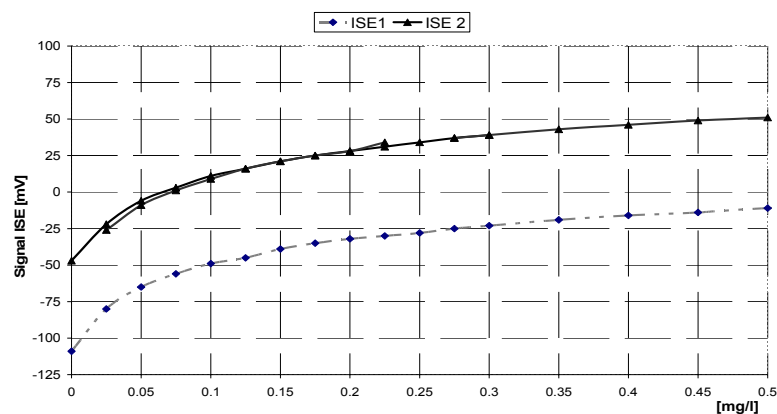


Abb.11: Kalibrierkurven zweier ionensensitiver NH_4^+ -Elektroden

4.3 Spektrometrie – Absorptionsmessung im UV-(VIS)-Bereich

4.3.1 Grundlagen und Entwicklung für die Anwendung im Abwasserbereich

Die Absorption ist als Abschwächung der Strahlungsleistung einer optischen Strahlung beim Durchgang durch ein klares Medium definiert. Analog zu den in Abschnitt 4.2 beschriebenen photometrischen Verfahren, die die Absorption von Licht im sichtbaren Bereich nutzen, wird bei der UV-(VIS)-Spektrometrie die Eigenschaft bestimmter Substanzen genutzt, dass sie Licht absorbieren – hier allerdings im UV-Bereich. Diese Stoffeigenschaft hängt vom Molekülaufbau ab; es gibt spezielle Bindungen, die UV-Strahlung absorbieren können.

Die Spektrometrie hat in verschiedenen Bereichen eine lange Tradition; Matsché et al. (2002) geben einen Überblick über die historische Entwicklung des Messverfahrens. Abb.12 zeigt einen historischen Geräteaufbau zur Messung von Flussproben.

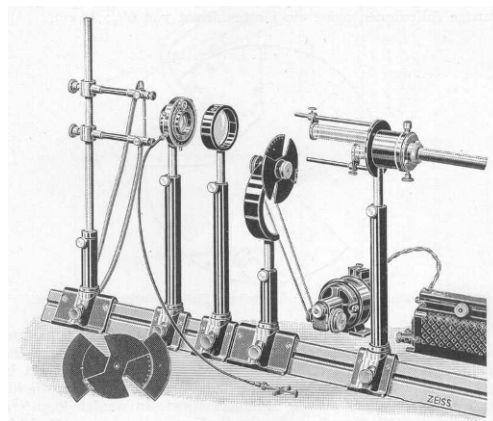


Abb.12: Historisches UV-Spektrometer zur Messung von Flussproben der Mulde (D) (aus Demmering, 1936)

Für die Abwassertechnik relevant sind die UV-Absorption durch Nitrit, Nitrat, organischen Substanzen (ausgedrückt als organische Summenparameter BSB₅, CSB oder TOC) und Schwefelwasserstoff; auch die Schwebstoffe bzw. die Trockensubstanz kann mittels der Durchlichtmessung bestimmt werden.

Für Letzteres ist jedoch der sichtbare Wellenlängenbereich vorteilhaft, da dort – im Vergleich zu kleineren Wellenlängen – eine geringere Abhängigkeit der Streulichtintensität von der Partikelgröße gegeben ist; d.h. der Lichtanteil der

durch die Partikel abgelenkt wird, ist eher von der Feststoffkonzentration als von der speziellen Form der Partikel abhängig.

Die Feststoffe stören die Absorptionsmessung im gesamten Wellenlängenbereich durch Streuung von Licht, die als Lichtschwächung und somit als „uneigentliche Absorption“ gemessen wird. Die Störung der Absorptionsmessung durch Feststoffe kann im sichtbaren Bereich geschätzt und in den UV-Bereich interpoliert werden.

Am Beginn der 1990er-Jahre wurden erstmals in-situ Spektrometer für die SAK-Messung (Spektraler Absorptionskoeffizient) im Abwasserbereich entwickelt und auf den Markt gebracht (Nowack und Überbach, 1995); dabei handelte es sich um Zweiwellenlängengeräte. Diese nutzen eine Wellenlänge zur Messung des Zielparameters, z.B. die in der Norm (DIN38404-C3) definierte Wellenlänge bei 254 nm für die Bestimmung der (gelösten) organischen Inhaltsstoffe und eine zweite Wellenlänge zur Trübungskompensation. Die in Abschnitt 4.2.3 beschriebenen Spektrometer zur Nitratmessung nutzen eine Wellenlänge im Bereich des Absorptionsmaximums von Nitrat und eine zweite Wellenlänge zur Trübungskompensation. Die Entwicklung dieser Geräte wurde auch wesentlich durch Arbeiten von Matsché mitbeeinflusst (Matsché (1999), Christiadi-Mangkuseputro et al. (1995)).

Etwa 10 Jahre später wurden in-situ Spektrometer am Markt erhältlich, die bei jeder Messung ein Spektrum des UV- (190-380 nm) oder des UV-VIS-Bereiches (190-780 nm) liefern. Diese Geräte bieten die Möglichkeit mit nur einem Instrument synchron mehrere Parameter zu bestimmen, die aus dem gemessenen Absorptionsspektrum ableitbar sind (bei einem Einsatz im Kläranlagenablauf könnten z.B. synchron Nitrat, CSB und die Schwebstoffe bestimmt werden; im Zulauf z.B. CSB, Schwebstoffe und Schwefelwasserstoff).

Zusätzlich bieten Mehrwellenlängenspektrometer die Möglichkeit Kalibrierfunktionen zu entwickeln, die möglichst gut an die spezifische Abwassermatrix angepasst ist – da prinzipiell jene Wellenlängen frei ausgewählt werden können, die möglichst empfindlich für die Absorption des Zielparameters sind und gleichzeitig möglichst wenig durch die Absorption anderer Substanzen beeinflusst werden.

Kalibrierfunktionen können verschieden komplex sein; ihre allgemeine Form lautet:

$$c_{EQ} = \sum_i Abs(\lambda_i) * w_i + K \quad (1)$$

mit c_{EQ} Konzentration des Zielparameters (z.B. Nitrat)
 i Anzahl der verwendeten Wellenlängen in der Kalibrierfunktion
 $Abs(\lambda_i)$ Absorption bei der Wellenlänge λ
 w_i Gewichtung der Absorption der Wellenlänge λ in der Kalibrierfunktionsset

Für die Entwicklung der Kalibrierfunktionen sind verschiedene, auch nichttriviale, mathematische Methoden bekannt (Torres and Bertrand-Krajewski, 2007). Bei den am Markt erhältlichen Spektrometern können zwei prinzipiell unterschiedliche Konzepte festgestellt werden.

- Ein ‚Blackbox‘-Ansatz, d.h. die Berechnung des Zielparameters ist für den Anwender im Wesentlichen nicht transparent; die verwendeten Wellenlängen sind i.d.R. fixiert – der Anwender kann durch eine lineare Regression eine Matrixanpassung vornehmen. Die Gerätebedienung ist hier durch die stark eingeschränkte Funktionalität relativ einfach, die Möglichkeiten des Messverfahrens werden aber z.B. durch die Vorab-Fixierung der Wellenlängen nur sehr eingeschränkt genutzt.
- Ein transparenter Ansatz, d.h. der Anwender hat zu allen Informationen, bis hin zu den Rohmessdaten, uneingeschränkten Zugang und kann diese nutzen. Dies bedingt andererseits eine längere Einlernphase für die Gerätesoftware und setzt auch gewisse Kenntnisse über das Messverfahren und die Methoden zur Entwicklung der Kalibrierfunktionen voraus.

4.3.2 Anwendungsbeispiel: Messung im Kläranlagenzulauf zur Untersuchung der Schwefelwasserstoffproduktion in Druckleitungen

Zur Veranschaulichung der Leistungsfähigkeit des Messverfahrens werden nachfolgend Ergebnisse einer Messkampagne im Zusammenhang mit der Problematik der Schwefelwasserstoffproduktion in Abwasser Druckleitungen (Matsché, 2007) dargestellt.

Je nach Aggregatzustand und Dissoziationsstufe liegt Schwefelwasserstoff (Sulfid) in unterschiedlicher Form in der Lösung vor. In wässriger Lösung

verhält sich Schwefelwasserstoff wie eine schwache zweibasige Säure, die in einem 1. Schritt zu Hydrogensulfid (HS^-) und weiter zu Sulfid (S^{2-}) dissoziiert (2. Schritt).

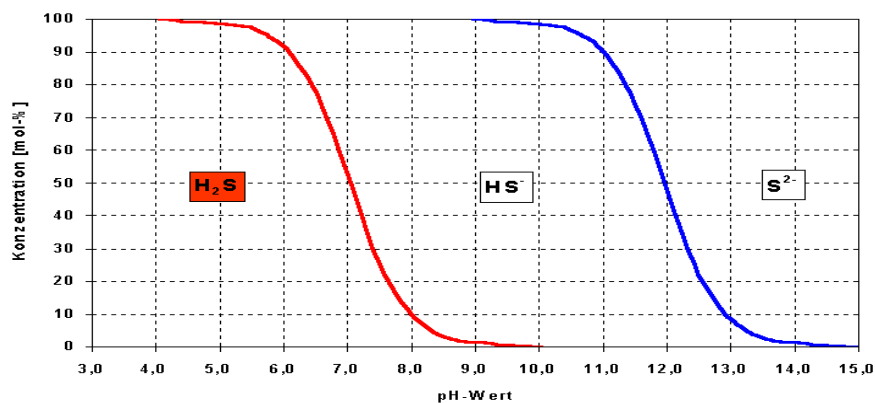


Abb.13: Einfluss des pH-Wertes auf das Schwefelwasserstoff-Gleichgewicht

In Abb.13 sind die drei Formen von gelöstem Schwefelwasserstoff in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt. Bis zu einem pH-Wert von 5 liegt Schwefelwasserstoff überwiegend als gelöstes Gas vor. In einem Übergangsbereich zwischen $\text{pH}=5$ und $\text{pH}=9$ geht Schwefelwasserstoffgas in Hydrogensulfid über und bei $\text{pH}=7$ ist es jeweils zur Hälfte als H_2S und als HS^- Ion vorhanden. Nur bei sehr hohen pH-Werten ($\text{pH} > 13$) liegt Schwefelwasserstoff vorwiegend als Sulfid-Ion (S^{2-}) vor.

Je nach Aggregatzustand und Dissoziationsstufe wird Schwefelwasserstoff (Sulfid) mit verschiedenen Methoden gemessen. In der flüssigen Phase kann Sulfid als Gesamtsulfid $c(\text{H}_2\text{S})$, gelöstes H_2S oder S^{2-} -Ion bestimmt werden, die Messung erfolgt mittels ionensensitiver, amperometrischer oder spektralphotometrischer Methode. Spektrometrisch kann Hydrogensulfid (HS^-) detektiert werden; die aus dem Absorptionsspektrum berechnete Äquivalentkonzentration an Hydrogensulfid (HS^-_{eq}) kann unter Berücksichtigung des pH-Wertes in **Gesamtsulfid $c(\text{H}_2\text{S})$** nach 4 umgerechnet werden.

$$c(H_2S) = [H_2S] + [HS^-] + [S^{2-}] \quad (4)$$

Auf Grund von pH-, und Temperaturmessungen und den vereinfachten Gleichungen 5-7 ist die Umrechnung eines Messwertes in eine andere Form von Schwefelwasserstoff möglich (Svardal, 1991).

$$[H_2S] = c(H_2S) * \frac{1}{1 + \frac{K_1}{[H^+]} + K_1 * \frac{K_1}{[H^+]^2}} \quad (5)$$

$$[HS^-] = c(H_2S) * \frac{K_1}{[H^+]} \quad (6)$$

$$[S^{2-}] = c(H_2S) * K_1 * \frac{K_2}{[H^+]} \quad (7)$$

$$K_1 = 1 * 10^{-7,0337} \quad K_2 = 0,8 * 10^{-17} \quad (\text{bei } 20^\circ\text{C})$$

Hydrosulfid (HS^-) zeigt ein Absorptionsmaximum bei 230 nm, dieses war auch eindeutig in den Spektren des Rohabwassers erkennbar (Abb.14).

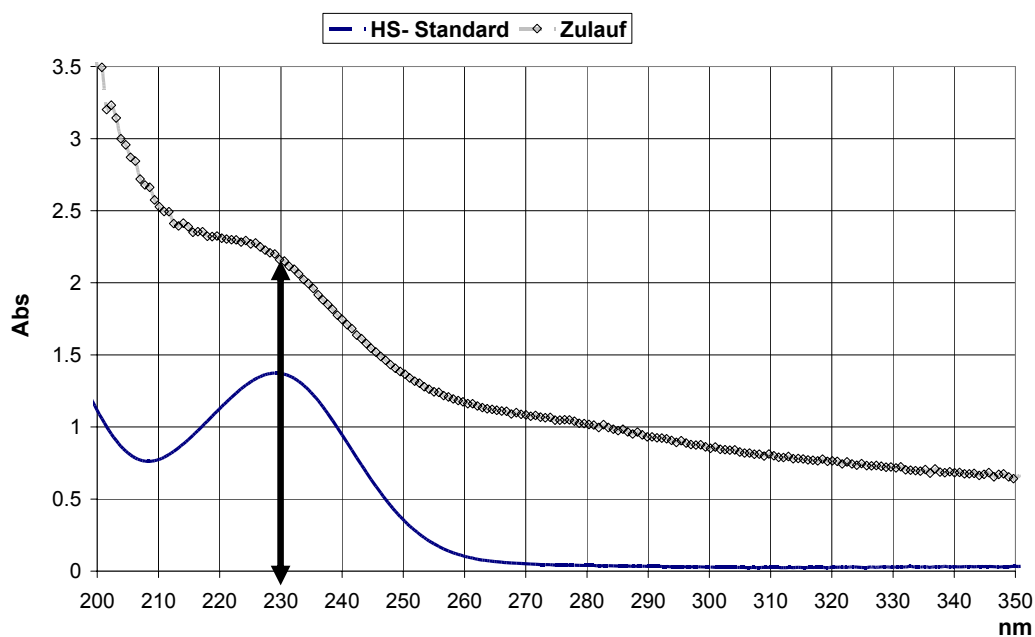


Abb.14: Absorptionsspektrum von Hydrosulfid (HS^-) in destilliertem Wasser und Beispiel eines Absorptionsspektrums von sulfidbelastetem Rohabwasser

Die Messstelle war in einem Rundsandfang (unbelüftet) einer kommunalen Kläranlage, der im Rechenhaus integriert war – dies deshalb, weil im Rechenhaus wiederholt massive Geruchsprobleme durch Schwefelwasserstoff auftraten (Abb15 re.).

Es wurde ein in-situ UV-Spektrometer vom Typ TRIOS ProPS WW eingesetzt, das eine verstellbaren optischen Pfad (1-10 mm) hat; es wurde die Pfadlänge 5 mm verwendet (Abb15 re.).



Abb15: Messstelle Rundsandfang (links) und in-situ UV-Spektrometer (rechts)

Von periodischen an der Messstelle entnommenen Schöpfproben wurde mittels Küvettentest Sulfid (HACH-LANGE LCW 053) und Gesamt-CSB (HACH-LANGE LCK 314) bestimmt.

Zusätzlich wurde der Übernahmeschacht der Druckleitungen luftdicht abgedeckt (Abb 16 li.) und ein amperometrisches Gasmessgerät (OdaLog) zur Messung des ausgasenden Schwefelwasserstoffs (H_2S_g) installiert (Abb15 re.). Durch die Abdeckung wurde versucht während der Messung ein definiertes Luftvolumen im Zulaufschacht zu erfassen und definierte Strömungsverhältnisse am Messort des Gasmessgeräts sicherzustellen.



Abb 16: Abgedeckter Übernahmeschacht (links) und amperometrisches Sulfidgas-Messgerät (rechts)

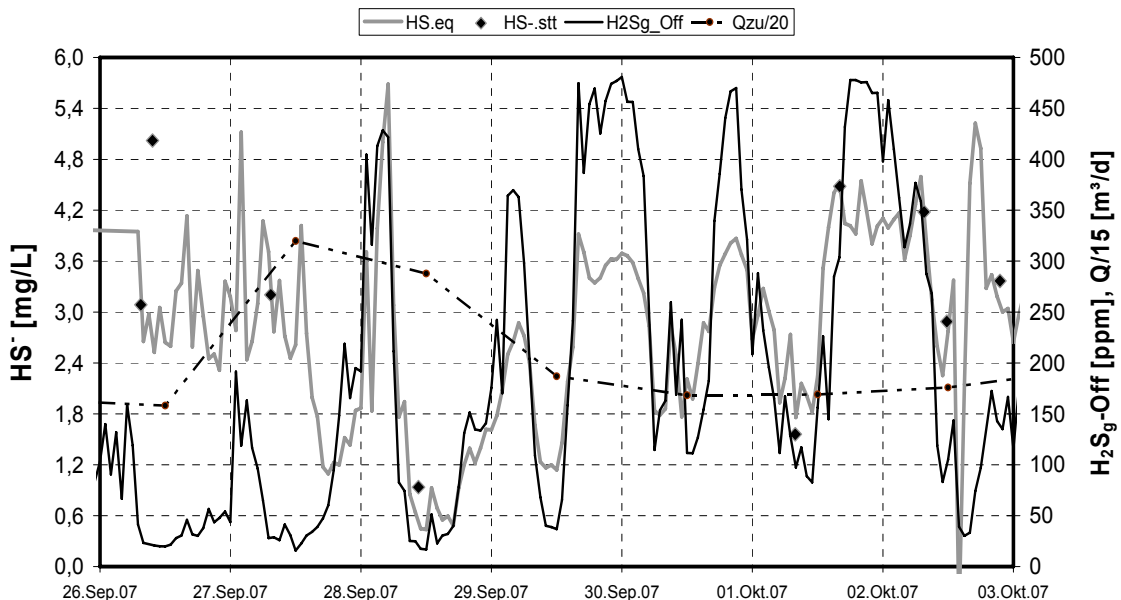


Abb 17: Sulfidkomponenten im Rohabwasser einer kommunalen Kläranlage, Messstelle: Rundsandfang (unbelüftet). HS^{eq} : Kontinuierliche Messung von Hydrogensulfid mittels UV-Spektrometrie, HS^{stt} : Stichprobenanalysewerte des Hydrogensulfid (Küvettest), H_2Sg_Off : Schwefelwasserstoff in der Gasphase, $Q_{zu}/20$: Tagesmittelwert der Zulaufwassermenge – skaliert mit dem Faktor 20

Abb 17 zeigt die gute Übereinstimmung der kontinuierlichen Messung (UV-Spektrometrie) mit den Werten der Analysen der Stichproben. Auch die ähnliche Dynamik mit der Schwefelwasserstoff-Gasmessung ist erkennbar. Tagesspitzen ergeben sich aus den Pumpzyklen des Druckkanalsystems; durch

ein Regenereignis (z.B. 28.Sep.07) kommt zu eine Verdünnung und damit ein Absinken der Hydrogensulfid-Konzentration.

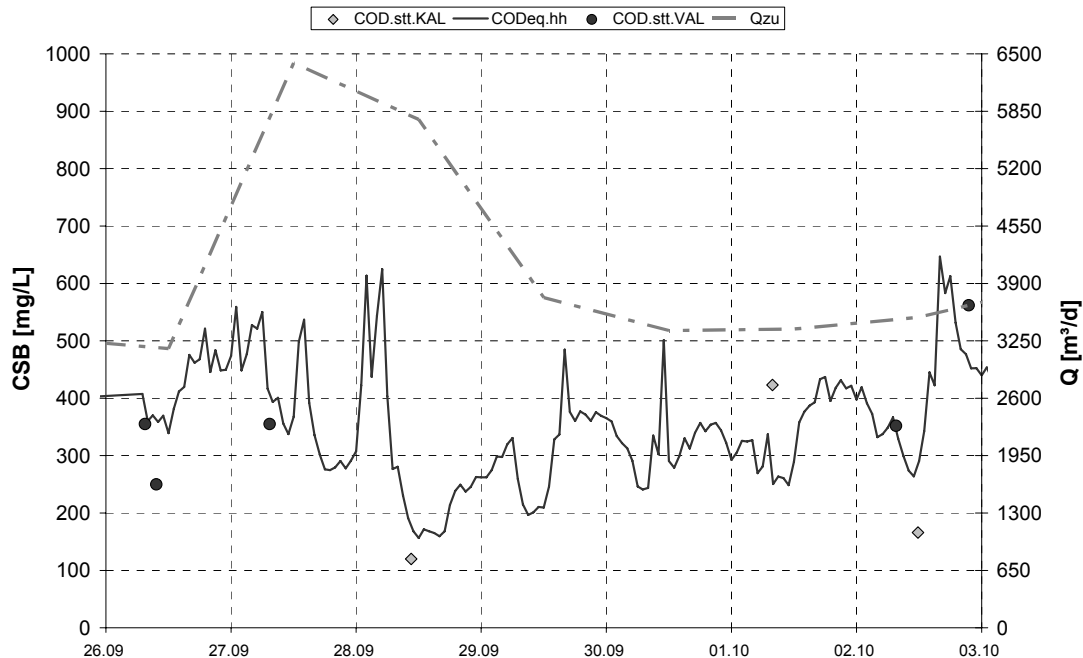


Abb 18: Gesamt-CSB im Rohabwasser einer kommunalen Kläranlage, Messstelle: Rundsandfang (unbelüftet). $COD_{eq, hh}$: Kontinuierliche Messung mittels UV-Spektrometrie (Stundenmittelwerte); $COD_{stt. KAL}$: Stichprobenanalysewerte, die im Kalibriermodell verwendet wurden, $COD_{stt. VAL}$: Stichprobenanalysewerte zur Validierung des Kalibriermodells verwendet wurden; Q_{zu} : Tagesmittelwert der Zulaufwassermenge

Abb 18 zeigt die Ergebnisse für den Parameter CSB für die gleiche Periode wie Abb 17. Wiederum ist die gute Übereinstimmung der kontinuierlichen Messung (UV-Spektrometrie) mit den Referenzmessungen (Küvettentest) ersichtliche. Auch die gute Übereinstimmung mit der Dynamik mit den Parametern in Abb 17 aufgrund der Pumpzyklen und Mischwasseranfalls ist klar erkennbar.

5 Zusammenfassung

Durch die Entwicklung der Abwassermesstechnik in den letzten Jahrzehnten ist ihre nutzbringende Anwendung in vielen Bereichen möglich geworden; dies wird auch durch die Adaptierung von verschiedenen Messverfahren für die Anwendung im Abwasserbereich unterstützt.

Eine sorgfältige messtechnische Planung, insbesondere im Hinblick auf die Eignung der Einbau- oder Probenahmestelle und die Zugänglichkeit für die erforderlichen Wartungsarbeiten bleibt dennoch eine wichtige Voraussetzung für den erfolgreichen Einsatz von Messtechnik. Fehler, die bei der Probenahme gemacht werden, kann man mit keiner noch so genauen und richtigen Analytik nicht ausgleichen.

Anhand der Untersuchungen der Prozesse der Stickstoffentfernung in Wien-Blumental konnte gezeigt werden, dass der Einsatz von Messtechnik auch wesentlich zur Erforschung der genauen Ursache-Wirkungsbeziehungen von Abwasserreinigungsprozessen dienen kann – was wiederum zur Entwicklung von komplexeren Prozessregelungen, die ihrerseits wiederum Messtechnik verwenden, genutzt werden kann. Somit kann insgesamt das Potential von Abwasserreinigungsprozessen besser genutzt werden.

Ionensensitive Sonden (ISE) sind seit nunmehr einigen Jahren als Prozesssonden am Markt erhältlich. Bei Beachtung einiger impliziter Eigenschaften dieses Messverfahrens lassen sich in der Praxis gute Ergebnisse erzielen, was auch schon durch erste praktische Erfahrungsberichte belegt wird.

Die in-situ UV-(VIS)-Spektrometrie ist aufgrund ihrer vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten ebenfalls eine jener neueren Entwicklungen der Abwassermesstechnik, die z.T. neue Anwendungsfelder erschließt. Im Zusammenhang mit der Geruchs- und Korrosionsproblematik bei Druckkanälen konnte gezeigt werden, dass die in-situ UV-(VIS)-Spektrometrie eines der wenigen Messverfahren ist, das längerfristig eine plausible Messung der Sulfidkonzentration in der flüssigen Phase ermöglicht.

6 Hinweis

Die Messverfahren der Abwassermesstechnik werden auch im 5-tägigen Ausbildungskurs "Mess- und Regeltechnik auf Abwasseranlagen", der gemeinsam von ÖWAV, AAB und der TU Wien veranstaltet wird, in theoretischen und praktischen Übungen im Detail vorgestellt.

7 Danksagung

„Kein Schuld ist dringender, als die, Dank zu sagen“

(Cicero)

Wir wollen uns für die gute Zusammenarbeit und vielen „Lehrstunden“ aber auch für das sehr gute menschliche Klima und die Stunden in denen wir etwas gemeinsam geleert haben bei Prof. Matsché bedanken.

8 Literatur

- Cammann K. (2001): *Instrumentelle Analytische Chemie*, Elsevier, ISBN-3-8274-0057-0
- Demmering W.(1936): *Anwendung der Absorptionsspektralanalyse für die Untersuchung und Überwachung von verunreinigtem Oberflächenwasser*, Vom Wasser XI (1936), pp. 220 - 237
- DIN38404-C3 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, *Bestimmung der Absorption im Bereich der UV-Strahlung, Spektraler Absorptionskoeffizient*, (1976)
- Christiadi-Mangkuseputro A., Matsché N. und Stumwöhler K. (1995): *Anwendungsmöglichkeiten von UV-Messungen zur Erfassung von Abwasserinhaltsstoffen*, Wiener Mitteilungen **127**, pp. F-1 – F-31, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Früh S.. (2007): *Betriebserfahrung mit dem NH₄-NO₃ Online Messgerät IQ Sensor Net der Fa. WTW GmbH auf der Kläranlage Mittleres Pustertal*, Technischer Bericht, ARA Pustertal AG
- Frey W. (2004): *Qualitätskontrolle von Durchflussmessungen*, Wiener Mitteilungen **187**, pp. 319-362, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Gerhold H. (2006): *Die Entwicklung von Messkonzepten für den Einsatz von ionenselektiven Sonden im Kanal und im Gewässer und deren Validierung*, Diplomarbeit, Technische Universität Graz – Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
- Matsché N. (1972): *The elimination of nitrogen in the treatment plant of Vienna-Blumental*, WatRes **6**, pp. 485-486, IWA London
- Matsché N. (1974): *Belebungsverfahren mit N- und P-Entfernung*, Wiener Mitteilungen **15**, pp. H-1 – F-28, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Matsché N. und Spatzierer G. (1975): *Austrian plant knocks out nitrogen*, Water&wastes engineering, pp. 18-24
- Matsché N. (1977): *Removal of nitrogen by simultaneous nitrification-denitrification in an activated sludge plant with mammoth rotor aerationl*, ProgWatTech **8**, pp. 625-637, IWA London

- Matsché N. und Ruider E. (1982): *UV-Absorption, ein aussagekräftiger Parameter zur Erfassung der Restverschmutzung von biologisch gereinigtem Abwasser*. Wiener Mitteilungen **49**, pp. 239-260, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
- Matsché N. (Hsg., 1999): *Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung*, Wiener Mitteilungen **156**, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Matsché N., Winkler S., Saračević E. und Stumwöhrer K. (2002): *History of the application of spectral absorption coefficient (SAC) measurement to the field of wastewater analysis*, Proceedings of the 1st IWA-conference ‘AutMoNet – Automation in water quality monitoring’, Vienna, 21-22 May 2002, pp. 9-17
- Matsché N. (Hsg., 2007): *Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation*, Wiener Mitteilungen **205**, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Moser D. (1993): *Interpretation von chemischen Analysendaten und Überprüfung ihrer Plausibilität*, Wiener Mitteilungen **110**, E-11, ISBN 3-85234-006-3, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
- Nowack G. und Überbach O. (1995): *Die kontinuierliche SAK-Messung – Aussagekraft, statistische Sicherheit und Anwendungen*, Wiener Mitteilungen **127**, pp. I-1 – I-24, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- ÖWAV Regelblatt 38 (2007): *Überprüfung stationärer Durchflussmessenrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen*, ÖWAV, Wien
- K. Svardal (1991) *Anaerobe Abwasserreinigung – Ein Model zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter*. Wiener Mitteilungen **95**, pp. I-1 – I-24, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte
- Thonhauser C. (1998): *Grundlagen für Betrieb und Optimierung von On-line Ammonium- und Nitratmonitoren*. Wiener Mitteilungen **147**, pp 199-247, ISBN 3-85234-038-1, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
- Torres A. and Bertrand-Krajewski J.-L. (2007): *Improved PLS local calibration of a UV-visible-spectrometer used for in situ measurements of COD- and TSS-concentrations in urban drainage systems*, Proceedings of the 3rd IWA conference ‘AutMoNet – Automation in water quality monitoring’, Gent, 5-7 Sep 2007
- VSA (1999): *Messtechnik in der Siedlungsentwässerung*, VSA, Zürich
- Winkler L.W. (1888): *The determinatuion of dissolved oxygen in water*, Deut.Chem.Ges. 21:2843, Berlin
- Winkler S. und Saračević E. (2005): *Online-Analytik für Kanal, Kläranlage und Gewässer*, Wiener Mitteilungen **192**, pp. 149-176, Technische Universität Wien – Institut für Wassergüte

Kontakt:

Ernis Saračević & Stefan Winkler
Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte

Tel.: +43 1 58801 22611

email: erni@iwag.tuwien.ac.at
swinkler@iwag.tuwien.ac.at

Mischwasserbehandlung im Nachklärbecken

Karl Svardal, Brigitte Nikolavcic

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft,
TU Wien

Abstract: Ein Verfahren zur weitergehenden Mischwasserbehandlung unter Ausnutzung der vorhandenen Kläranlageninfrastruktur wird dargestellt - die Mischwasserbehandlung in Nachklärbecken. Dabei wird zusätzliches Mischwasser auf der Kläranlage übernommen und an den Belebungsbecken vorbei direkt in den Zulauf zu den Nachklärbecken geleitet. Es kommt dabei sowohl zu einer starken Reduktion der Feststoffe als auch der gelösten Inhaltsstoffe. Dies konnte durch Labor- und halbtechnische Versuche bestätigt werden. Untersuchungen auf einer Kläranlage (100.000 EW), auf der dieses Verfahren seit mehr als 30 Jahren eingesetzt wird, werden dargestellt und diskutiert. Die Messergebnisse zeigen, dass die Ablaufqualität trotz der zusätzlichen Übernahme von Mischwasser die Emissionsanforderungen erfüllt. Die Bemessung ist nach A 131 möglich und wird erläutert.

Key Words: Mischwasser, Nachklärbecken

1 Einleitung

Bei Mischwasser können die Emissionen der Kläranlagen nicht isoliert betrachtet werden, sondern das Gesamtsystem von Einzugsgebiet, Kanalnetz und Kläranlage ist Emissions-relevant. Mit zunehmender Reinigungsleistung der Kläranlagen steigt die Relevanz von Mischwasser- und Regenwasser-einleitungen in die Oberflächengewässer.

Die Abwassereinleitungen bei Mischwasser hängen, in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht, von den regionalen Gegebenheiten, Niederschlag, Einzugsgebiet und entwässerte Flächen, Gestaltung und Betrieb der Kanalnetze, Gestaltung und Betrieb der Kläranlagen ab.

Mischwasseremissionen aus Kanalnetzen können durch unterschiedliche Maßnahmen verringert werden, wie z.B. Vermeidung von Regenwasserabflüssen durch Versickerung, Mischwasserspeicherung im Kanalnetz oder Mehrbehandlung von Abwasser auf Kläranlagen. Dieser Beitrag behandelt ein Verfahren zur Mehrbehandlung von Mischwasser auf Kläranlagen.

Die Begrenzung des Zuflusses zu einer Belebungsanlage ist deshalb notwendig, weil mit steigendem Durchfluss vermehrt Belebtschlamm aus den Belebungsbecken in die Nachklärung verlagert wird. Eine starke Vergrößerung der Nachklärung würde ein Zurückhalten von mehr Schlamm ermöglichen, durch die Ausdünnung des Schlammes im Belebungsbecken wäre jedoch die biologische Reinigung stark beeinträchtigt. Die Mischwassermenge, die in modernen Kläranlagen gereinigt wird, beträgt im Allgemeinen etwa das 2- bis 3-fache der Trockenwetterspitze, dies entspricht etwa dem 3- bis 9-fachen des durchschnittlichen Trockenwetterabflusses, was auch im Regelblatt A198 nachgeführt wurde.

Die Bemessung von Kläranlagen für Mischwasser erfolgte früher nach dem Arbeitsblatt ATV-A 131 (1991) mit dem zweifachen Schmutzwasserabfluss Q_S zuzüglich des Fremdwasserabflusses Q_F :

$$Q_M = 2 \cdot Q_S + Q_F$$

Im neuen Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 (2004) ist ein neuer Ansatz vorgesehen, bei dem der Mischwasserabfluss auf Basis der Jahresmittelwerte festgelegt wird mit

$$Q_M = f_{S,QM} \cdot Q_{S,aM} + Q_{F,aM}$$

$Q_{S,aM}$ Schmutzwasserabflusses im Jahresmittel

$Q_{F,aM}$ Fremdwasserabflusses im Jahresmittel

Der Faktor $f_{S,QM}$ soll für kleine Einzugsgebiete zwischen 6 und 9 und für Kläranlagen von Großstädten zwischen 3 und 6 gewählt werden. Damit ergeben sich sehr ähnliche Werte wie nach dem alten Arbeitsblatt ATV-A 131 (1991).

Bei höheren Abflüssen wird das zusätzliche Mischwasser in Regenbecken gespeichert bzw. nach einer mechanischen Reinigung oder direkt ungereinigt in das Gewässer entlastet. Jenes Mischwasser, das in der Kläranlage behandelt

wird, unterliegt einer effizienten Vollreinigung, während das entlastete Abwasser nur teilweise oder überhaupt nicht gereinigt ist.

Im Rahmen des EU-Projekts „SiTaR“ wurde untersucht, welche Reinigungsleistung zu erwarten ist, wenn zusätzliches Mischwasser unter Umgehung des Belebungsbeckens direkt im Nachklärbecken mitbehandelt wird.

Eine Erhöhung der auf der Kläranlage behandelten Mischwassermenge kann ergänzend oder alternativ zur Mischwasserspeicherung und -behandlung in Regenbecken genutzt werden, um entweder eine geforderte Frachtreduktion aus Mischwasser zu erreichen oder die emittierte Fracht weiter zu reduzieren.

2 Behandlung von Mischwasser im Nachklärbecken

2.1 Verfahrensgrundlagen

Belebungsanlagen werden im Allgemeinen mit Feststoffgehalten von 3 – 6 kg/m³ bemessen und betrieben. Unter diesen Bedingungen ist die Schlammfracht, die bei Niederschlagsereignissen durch Mischwasser aus den Belebungsbecken transportiert wird und in den Nachklärbecken abgeschieden werden muss, der begrenzende Faktor für den maximalen Durchfluss.

Die Schlammvolumenbeschickung (q_{SV}) ist der entscheidende Parameter für die Bemessung von Nachklärbecken nach ATV-DVWK (2000). In Hinblick auf die Oberflächenbeschickung weisen die heute üblichen Nachklärbecken theoretisch noch freie Kapazitäten auf.

Mit einem Mischwasser-Bypass, der an den Belebungsbecken vorbei direkt in den Zulauf der Nachklärbecken geleitet wird, steigt die hydraulische Beschickung der Nachklärung ohne gleichzeitige Erhöhung der abzuscheidenden Schlammfracht.

Dieser Bypassstrom wird also nicht in konventioneller Weise biologisch gereinigt. Es kommt aber durch die Vermischung mit dem Belebtschlamm zur Aufnahme von partikulären und von gelösten organischen Stoffen in die Schlammflocken und somit zur Entfernung aus dem Abwasser. Die in den Schlamm eingebundene Schmutzfracht gelangt ebenso wie ein Teil des

Ammoniums mit dem Rücklaufschlamm ins Belebungsbecken und kann dort abgebaut werden.

Wie viel Mischwasser im Bypass zusätzlich übernommen werden kann, hängt nicht nur von der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Nachklärbecken sondern auch von den einzuhaltenden Emissionswerten im Ablauf ab. Da der Bypassstrom geringfügig schlechter gereinigt wird als das direkt ins Belebungsbecken eingeleitete Mischwasser, kann es bei hohem Bypass-Anteil beim Parameter Ammonium zu einer Erhöhung der Ablaufkonzentrationen kommen. Dennoch kann es sinnvoll sein, selbst eine gewisse Verschlechterung der Ablaufwerte der Kläranlage in Kauf zu nehmen, wenn dadurch an anderer Stelle (z.B. Ablauf mechanische Stufe) kein oder weniger Mischwasser ins Gewässer eingeleitet werden muss und die Gesamtemissionen kleiner sind.

Die mögliche Bypassmenge konnte im EU-Forschungsprojekt abgeschätzt werden.

2.2 Verfahrensbeschreibung

Je nach Vorhandensein von Regenüberlaufbecken auf der Kläranlage, sind zwei verschiedene Verfahrensführungen möglich:

a) Ohne Regenüberlaufbecken

In diesem Fall muss das zusätzlich behandelte Mischwasser in Rechen und Sandfang, und ggf. Vorklärbecken, mechanisch grob gereinigt werden. Nach der mechanischen Reinigung wird ein Teil des Abwassers in einem Bypass direkt in den Ablauf der Belebungsbecken eingeleitet. Die Kapazität von Rechen und Sandfang können die maximal mögliche Bypasswassermenge begrenzen.

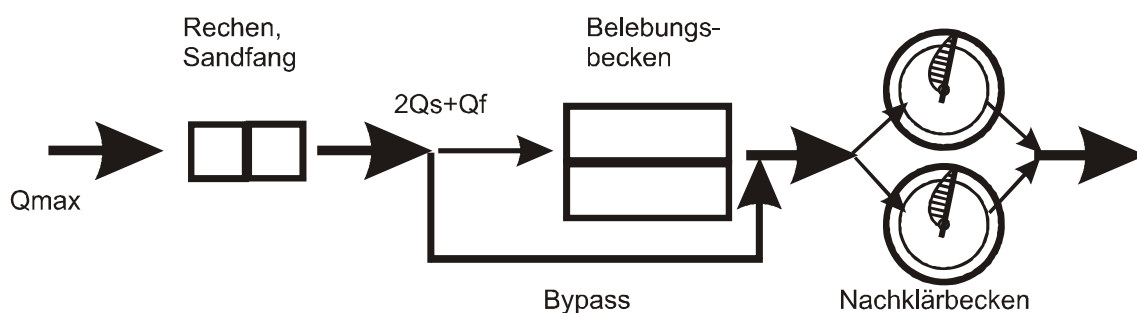


Abbildung 1: Verfahrensführung ohne Regenüberlaufbecken

b) Mit Regenüberlaufbecken

In diesem Fall bietet sich eine andere Verfahrensführung an. Das zufließende Mischwasser wird ab einer kritischen Wassermenge direkt in das Regenbecken abgeworfen. Bei kleinen Ereignissen wird das Becken nicht voll gefüllt, der Inhalt des Regenbeckens wird ganz konventionell nach dem Regen zum Kläranlagenzulauf gepumpt.

Bei „größeren“ Ereignissen wird das Regenbecken vollgefüllt und läuft über. Der Ablauf des Regenbeckens ist mechanisch gereinigt und wird nicht in das Gewässer entlastet, sondern im Bypass in den Ablauf des Belebungsbeckens eingeleitet und im Nachklärbecken weitergehend gereinigt.

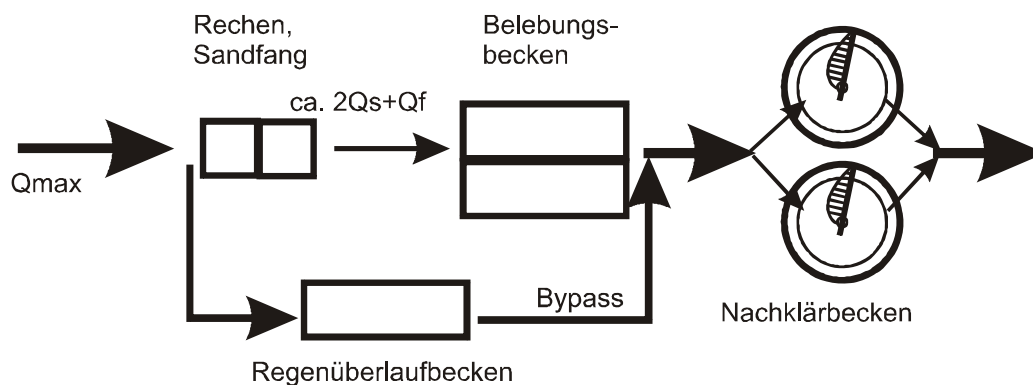


Abbildung 2: Verfahrensführung bei Einbindung eines Regenüberlaufbeckens

Da aus dem Betrieb von Nachklärbecken bekannt ist, dass schnelle Anstiege der Wassermenge zu kritischen Belastungssituationen und Schlammabtrieb führen können, wird der Mischwasserzufluss zur Nachklärung nicht plötzlich in voller Höhe in Betrieb genommen, sondern auf niedriger Stufe eingeschaltet und langsam gesteigert.

2.3 Abbaumechanismen

Für reine Absetzbecken liegen Ergebnisse über die Entfernung von partikulären Stoffen vor. Hinsichtlich der gelösten Stoffe findet beim Absetzen keine signifikante Änderung statt.

Für die Reinigungswirkung beim Mischen und Absetzen gemeinsam mit dem Belebtschlamm gibt es wenig Erfahrung. Die Reinigung des Mischwassers im Nachklärbecken beruht auf mehreren Effekten, die parallel stattfinden:

- Teilabbau von organischen Kohlenstoffverbindungen und Ammonium bei Vorhandensein von Sauerstoff.
- Inkorporation von partikulären Stoffen in die Schlammflocken und Sedimentation im Nachklärbecken.
- Adsorption von gelösten Stoffen an die Schlammflocken.
- Rückführung eines Teils der Bypassfracht mit dem Rücklaufschlammstrom in die Belebungsbecken.

Im Forschungsprojekt „SiTaR“ war es möglich, unterschiedliche Stoffströme getrennt zu erfassen, die Reinigungswirkung in unterschiedlichen Maßstäben festzustellen und die auftretenden Prozesse zu untersuchen.

2.4 Betriebstechnische, ökonomische und ökologische Aspekte

Beim Einsatz des Verfahrens ergeben sich vor allem folgende Vorteile:

- Die zusätzlich übernommene Mischwassermenge verursacht keine zusätzliche Schlammverlagerung vom Belebungs- ins Nachklärbecken.
- Die Nachklärbecken können bei Mischwasser effizienter genutzt werden.
- Die Reinigungswirkung im Nachklärbecken liegt deutlich über jener, die bei reiner Sedimentation erreicht wird.
- Eine Mehrbehandlung von Mischwasser führt zur Reduktion der Restbelastung der empfangenden Gewässer, speziell bei den vielen kleineren Niederschlagsereignissen, bei denen die Konzentrationen auch im Mischwasser hoch sind.
- Auf der Kläranlage werden regelmäßige Probenahmen und Analysen durchgeführt. Die Behandlung des Mischwassers auf der Kläranlage ermöglicht die Überwachung der Einleitung.
- Durch eine optimierte Verfahrensführung kann die Belastung der Nachklärbecken bei Mischwasser langsam gesteigert werden.
- Die höhere Abwasserübernahme auf der Kläranlage kann teure Investitionen im Kanalnetz ergänzen oder teilweise ersetzen.

3 Reinigungswirkung und Grenzen der Mischwasserbehandlung

3.1 Versuchsergebnisse Labor- und Pilotmaßstab

Zur Abschätzung der Anlagerung von partikulären Stoffen, gelöstem CSB und Ammonium an den Belebtschlamm wurden an der TU Dresden umfangreiche Labor- und Pilotversuche durchgeführt (Günther, 2004; Krafft, 2004).

Dabei zeigte sich, dass durch die Mischung von belebtem Schlamm und Rohmischwasser 80 bis 90 % der partikulären Stoffe (AFS und CSB_{par}) durch Einbindung in die Belebtschlammflocke und anschließende Sedimentation entfernt werden. Auch für den gelösten CSB konnte eine nennenswerte Entfernung durch Adsorption nachgewiesen werden. Bei üblichen Mischungsverhältnissen von Belebtschlamm und Mischwasser lag sie bei ca. 50%.

3.2 Praktische Erfahrungen auf der Kläranlage des Wasserverbandes Wulkatal / Land Burgenland

3.2.1 Kläranlage des WV Wulkatal

Auf der Kläranlage des Wasserverbandes Wulkatal wird die Mischwasserbehandlung im Nachklärbecken seit mehr als 30 Jahren mit Erfolg eingesetzt. Die Kläranlage ist eine einstufige Belebungsanlage, die am Ende eines großen Kanalnetzes mit mehreren Verbandssammlern und Regenüberlaufbecken situiert ist. Bei Mittelwasser trägt die Kläranlage etwa 15 - 20 % zur Wasserführung in der Wulka bei. Diese mündet etwa 20 km unterhalb der Kläranlage in den Neusiedler See. Aufgrund der sensiblen Lage müssen im Ablauf der Kläranlage erhöhte Anforderungen eingehalten werden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Emissionsgrenzwerte der Kläranlage des WV Wulkatal

Parameter	Konzentration mg/L	Mindestwirkungsgrad %
BSB ₅	10	95
CSB	50	85
TOC	15	85
NH ₄ -N	3	
Ges.N		80
Ges.P	0,5	

Bei der Kläranlage handelt es sich um eine „klassische“ einstufige Belebungsanlage ohne Vorklärung. Wesentliche Bestands- und Belastungskennwerte für die Anlage sind in Tabelle 2 und Tabelle 3 enthalten.

Das gesamte an der Kläranlage ankommende Abwasser wird mit Schneckenpumpen und bei hohen Zuflüssen zusätzlich mit Tauchmotorpumpen gehoben und in Grobrechen und Sandfang einer mechanischen Grobreinigung unterzogen. Im Beschickungskanal zu den Belebungsbecken ist ein Wehr eingebaut, über welches bei hohen Zuflüssen ein Teil des Mischwassers in einen Bypasskanal überläuft. Dieser Kanal mündet in ein Verteilbauwerk, in welchem sich der Bypassstrom mit dem Ablauf der Belebungsbecken durchmischt und das Abwasser-Schlamm-Gemisch auf die Nachklärbecken aufgeteilt wird.

Tabelle 2: Anlagenkennwerte der Kläranlage des WV Wulkatal und Zulaufwassermengen für 2005-2006

Ausbaugröße	130.000 EW (ohne aerobe Stabilisierung)
Belebungsbecken BB	2 x 7500 m ³
Nachklärbecken NKB 1,2	2 x 6840 m ³
Tiefe Nachklärbecken 1,2	4,3 m
Nachklärbecken NKB 3*	3800 m ³
Tiefe Nachklärbecken 3	2,4 m
Q TW, mittel	19.000 m ³ /d
Q MW, max	1000 L/s

*Das Nachklärbecken NK3 wird nur fallweise in Betrieb genommen.

Tabelle 3: Mittlere Zulauffrachten und Ablaufkonzentrationen 2005-2006

Parameter	Mittlere Tagesfracht	Mittlere Ablaufkonzentration
CSB	6.400 kg/d	16 mg/L
TOC	2.200 kg/d	6 mg/L
Total N	430 kg/d	3 mg/L
NH ₄ -N		0,4 mg/L
Total P	50 kg/d	0,3 mg/L

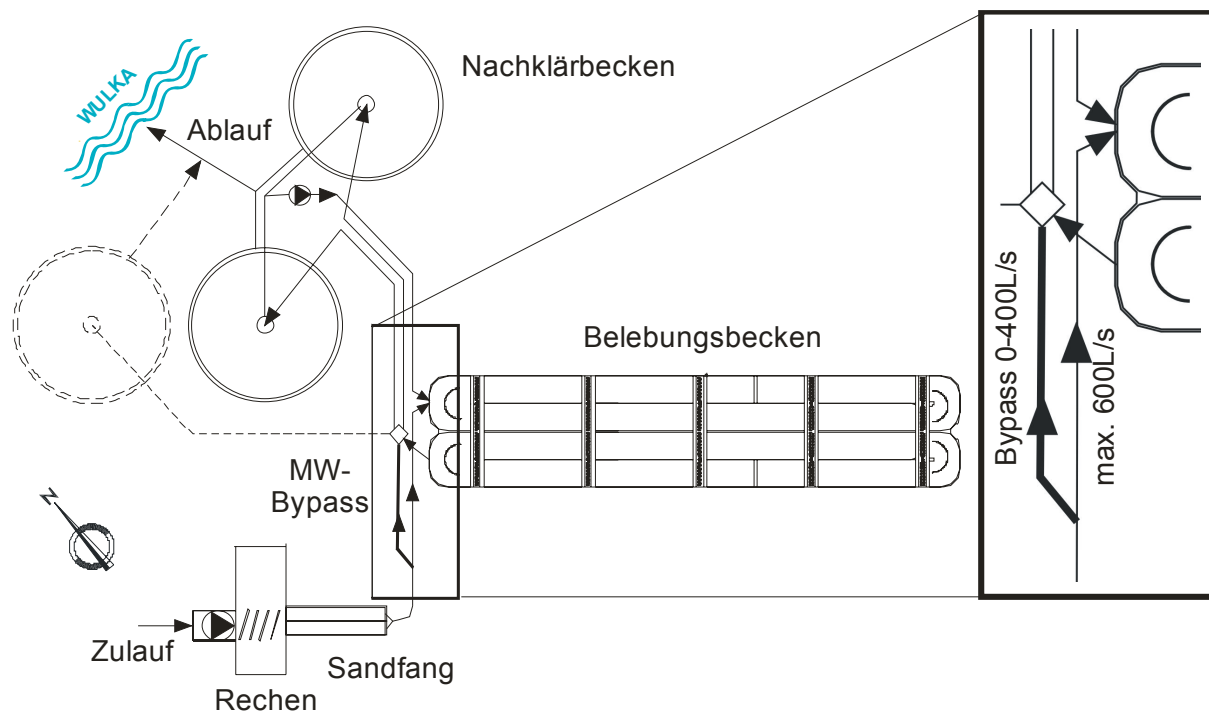


Abbildung 3: Schema der Kläranlage Wulkaprodersdorf

Die Kläranlage wird mit simultaner Schlammstabilisierung betrieben. Das Schlammalter beträgt 20 – 35 Tage, die Temperatur im Belebungsbecken schwankt zwischen 8 und 22 °C. Um eine zufrieden stellende Stabilisierung zu erreichen, wurde im Belebungsbecken lange Zeit ein sehr hohes Schlammvolumen eingestellt. Im Untersuchungszeitraum 2005 – 2006 war das Schlammvolumen im Belebungsbecken im Bereich von 450 – 1000 mL/L, mit Schlammindices zwischen 70 und 160 mL/g.

Bei hohem Schlammvolumen im Belebungsbecken ist bereits bei „kleinen“ Mischwasserereignissen die in die Nachklärbecken transportierte Schlammfracht so hoch, dass es zu einem Ansteigen des Schlammbetts in den Nachklärbecken kommt.

Um trotz hohem Schlammvolumen kritische Zustände zu vermeiden, wurde in seltenen Fällen ein bestehendes, flaches Nachklärbecken (NK 3) zusätzlich in Betrieb genommen, wenn die Klarwasserzone nur noch etwa 1,5 m betrug.

3.2.2 Messprogramm

Zur detaillierten Aufnahme der Mischwasserereignisse wurde die betriebliche Überwachung stark ausgeweitet. Der Bypasskanal wurde mit einer Durchflussmesseinrichtung ausgestattet. Die vorhandene Durchflussmessung im Ablauf der Kläranlage wurde mehrmals überprüft, sodass davon ausgegangen werden kann, dass die Messwerte plausibel sind.

Die Feststoffe im Belebungsbecken und im Rücklaufschlamm wurden kontinuierlich mit Feststoffsonden überwacht. Die Zu- und Ablaufbeprobung wurde an Tagen mit Mischwasserzulauf von der üblichen 24-h-Mischprobe auf 2-h-Mischproben umgestellt.

Im Belebungsbecken der Kläranlage sind Online-Analysatoren für Ammonium, Nitrat und Phosphat in Betrieb. Diese wurden durch zusätzliche Messgeräte im Zu- und im Ablauf ergänzt. Dabei hat sich die NH_4 -Messung im Zulauf als sehr wartungsaufwändig und unzuverlässig erwiesen, sodass auf diesen Online-Wert weitgehend verzichtet werden musste. Auch die Erfassung der Feststoffkonzentration im Zulauf mit einer Trübungssonde war nicht erfolgreich. Online-Analysatoren von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Ablauf waren stabil.

3.2.3 Feststofffrachten und Schlammverlagerung

Die Feststoff-Verfrachtung bei Mischwasser wird anhand eines langen Mischwasserereignisses mit ca. 18 Stunden Bypassbetrieb dargestellt.

Der Zufluss betrug über mehrere Stunden fast 900 L/s, der Bypass davon ca. 300 L/s (Abbildung 4). Die maximale Schlammvolumenbeschickung trat am Beginn des Ereignisses auf und betrug 300 – 350 L/(m².h). In Tabelle 4 sind die

wesentlichen Betriebskennwerte für dieses Mischwasserereignis zusammengefasst.

Tabelle 4: Betriebskennwerte für das Mischwasserereignis Nr. 40

SV_{BB}	550 mL/L
$\max Q_{ab}$ (Spitzenstunde)	890 L/s
$\max Q_{By}$ (Spitzenstunde)	300 L/s (bzw. 34% vom Ablauf)
$\max q_A$	1,0 m/h
$\max q_{sv}$	350 L/(m ² .h)
Schlammbett	1,9 m (NK1) / 2,4 m (NK2)
verlagerte Schlammmenge	45.000 kg TS
Aufenthaltszeit des Schlammes in NKB	4 h

Es kam zur Ausbildung eines mehr als 2 m hohen Schlammбетtes, das sich während des Ereignisses stabil hielt und das erst beim Rückgang des Zuflusses abgebaut wurde. Die Messung beginnt 70 cm über der Beckensohle. Die Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken ging während der hohen Mischwasserzuflüsse auf etwa die Hälfte zurück, auch die Trockensubstanzkonzentration im Rücklaufschlamm reduzierte sich.

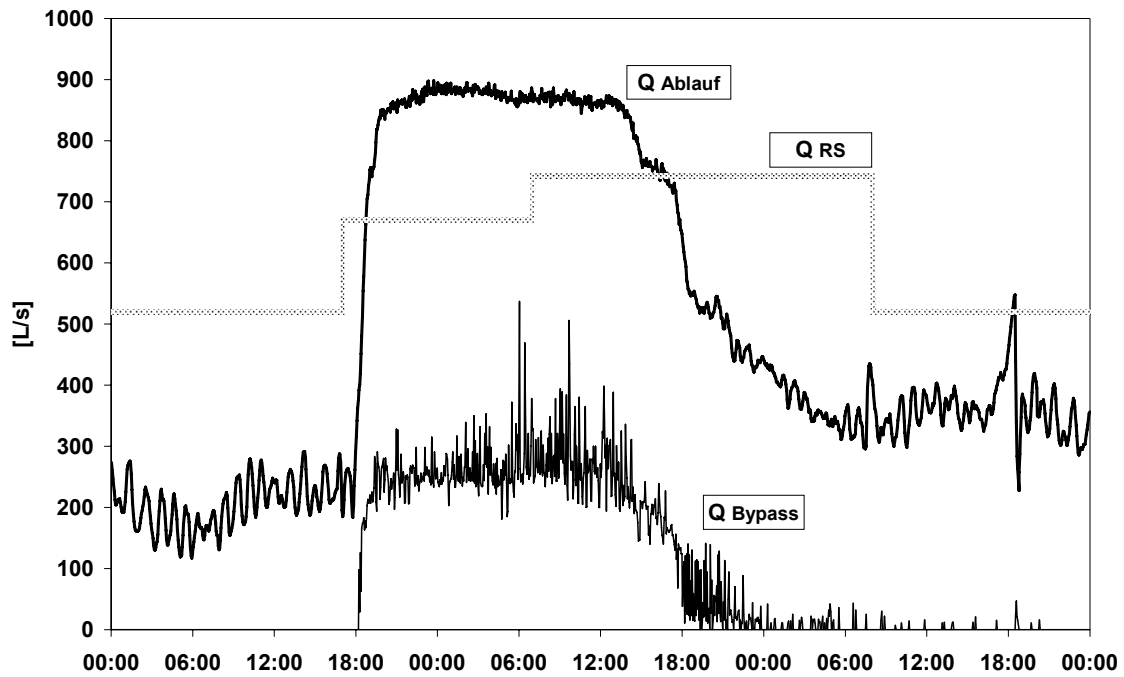
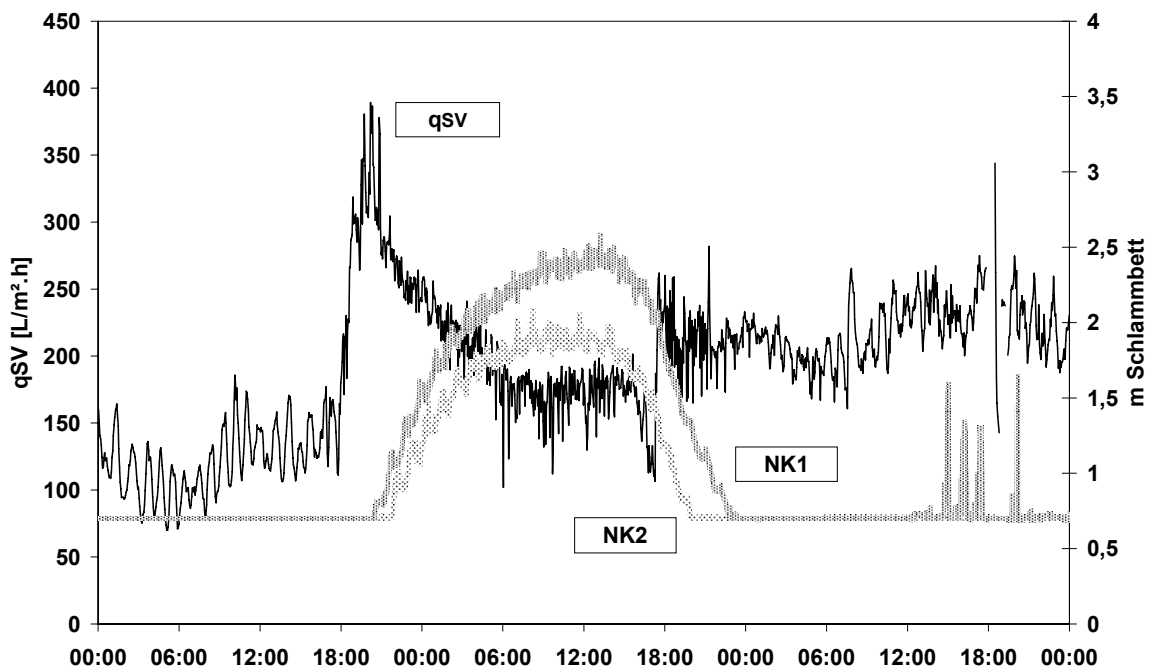


Abbildung 4: Ereignis 40. Ganglinien der Durchflüsse

Abbildung 5: Ereignis 40. Verlauf von q_{SV} und Höhe des Schlammбетtes

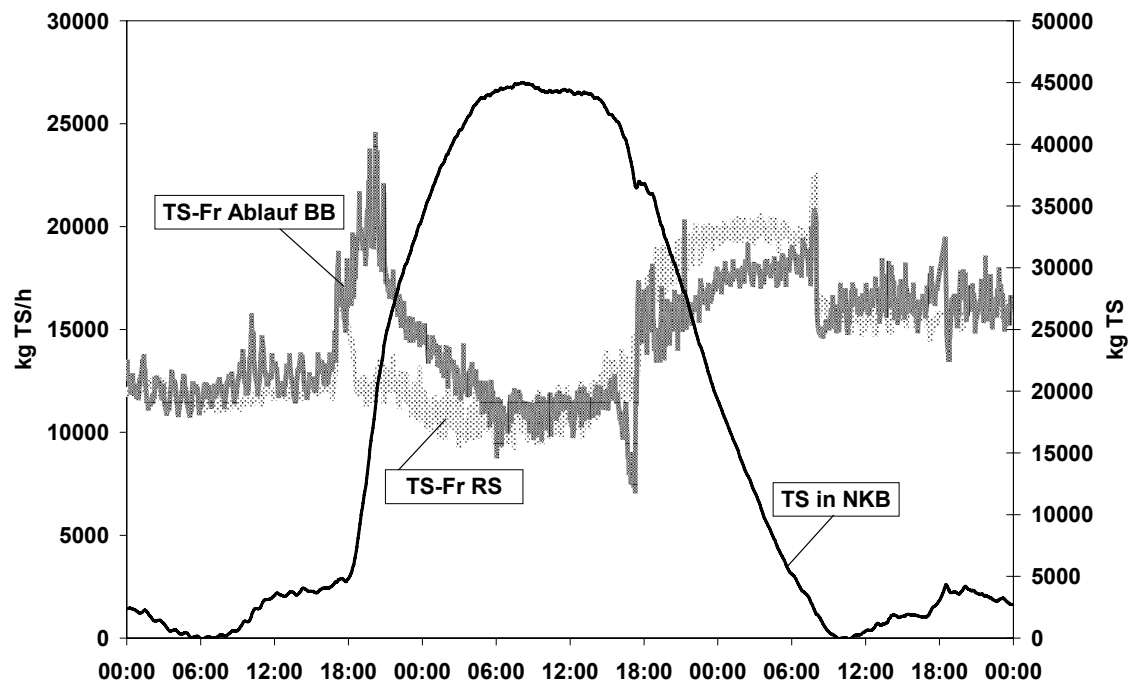


Abbildung 6: Ereignis 40. Schlammmfrachten im Ablauf des Belebungsbeckens und im Rücklaufschlamm (linke Achse), gespeicherte Schlammmasse in den Nachklärbecken (rechte Achse).

Aus den Ganglinien der Wassermengen und der Feststofffrachten ist zu erkennen, dass die Feststofffracht im Rücklaufschlamm bei Erhöhung der Rücklaufschlammmenge nicht anstieg. Selbst nach Ausbilden eines nennenswerten Schlammбетtes von 1-2 m Höhe war keine Erhöhung der Trockensubstanzkonzentration im Rücklaufschlamm festzustellen.

Zufolge der Erhöhung des Schlammбетtes steigt die Eindickzeit des Schlammes im Nachklärbecken. In den gängigen Modellen über die Funktion von Nachklärbecken steigt die Trockensubstanz des Rücklaufschlammes mit der Eindickzeit. Da dies bei den beobachteten Ereignissen nicht zu beobachten war, muss vermutet werden, dass es bei erhöhtem Zufluss zu einer erhöhten Kurzschlussströmung kommt und der besser eingedickte Bodenschlamm im Trichterbereich stärker verdünnt wird.

3.2.4 Ablaufkonzentrationen

Wie bereits aus den Labor- und Pilotversuchen zu erwarten war, wird die partikuläre und auch die gelöste organische Verschmutzung in hohem Maß an den Belebtschlamm angelagert und damit entfernt. Auf der Kläranlage WV

Wulkatal betrug die maximale CSB-Ablaufkonzentration in der Tagesmischprobe im Jahr 2005 32,9 mg/L, im Folgejahr 2006 betrug sie 27,3 mg/L. Somit kann festgestellt werden, dass der Emissionsgrenzwert von 50 mg/L auch bei Bypassereignissen immer deutlich unterschritten wurde.

Ammonium wird nicht adsorbiert, es erfolgt nur eine Verdünnung mit dem Ablauf des Belebungsbeckens und teilweise Rückführung mit dem Rücklaufschlamm. Für die maximale Bypassmenge ist der Emissionswert von 3 mg/L NH₄-N im Ablauf maßgebend.

Im Untersuchungszeitraum wurden bei 7 von 55 Ereignissen NH₄-N-Konzentrationen von mehr als 2 mg/L in der 2-h-Mischprobe festgestellt (Tabelle 5).

Um zu unterscheiden ob die erhöhte Ammoniumkonzentration aus dem Bypass kommt oder bereits durch unzureichende Nitrifikation im Belebungsbecken verursacht wurde, werden auch die Ergebnisse des online-Analysators im Ablauf des Belebungsbeckens herangezogen.

Tabelle 5: Ablaufkonzentrationen in den 2-h-Mischproben. Anzahl der Ereignisse mit Überschreitung von „kritischen“ Konzentrationen im Kläranlagenablauf und im Belebungsbecken (online-Analysator).

NH ₄ -N Ablauf KA	k.A.	0 – 1 mg/L	>1 mg/L	davon > 2 mg/L
Anzahl Ereignisse	1	34	20	7
NH ₄ -N Ablauf BB				davon > 2 mg/L
Anzahl Ereignisse				5

In Tabelle 6 werden die Ereignisse mit Messwerten > 2 mg NH₄-N/L aufgelistet. Dabei zeigt sich, dass bei 5 von 7 Ereignissen bereits im Belebungsbecken das Ammonium nicht vollständig abgebaut wurde. Bei den verbleibenden zwei Ereignissen lieferte die online-Messung im Belebungsbecken keine zuverlässigen Werte.

Tabelle 6: Ereignisse mit erhöhten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen. Maximalwerte in der Tages- und in der 2-h-Mischprobe bzw. lt. Online-Messung im Belebungsbecken.

Nr.	Tagesmischprobe	2-h-Mischprobe	online BB
2	1,7 mg/L	2,7 mg/L	0 mg/L
4	1,3 mg/L	2,3 mg/L	3 mg/L
26	1,9 mg/L	2,4 mg/L	0,2 mg/L
29	2 mg/L	2,8 mg/L	4 mg/L
30	5 mg/L	6 mg/L	10 mg/L
31	2,3 mg/L	3,9 mg/L	5 mg/L
32	4,1 mg/L	5 mg/L	6 mg/L

Die erhöhten Werte sind somit auf eine nicht optimale Nitrifikation in den Belebungsbecken zurückzuführen. Auf Grund dieser Ergebnisse kann festgestellt werden, dass der Bypass-Betrieb auf der Kläranlage des Wasserverbandes Wulkatal keine kritische Erhöhung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen verursacht hat.

3.2.5 Reinigungsleistung der Mischwasserbehandlung

Bei der Mischwasserbehandlung im Nachklärbecken kommt es nicht nur zur Sedimentation von Feststoffen, sondern auch zur Aufnahme von feinpartikulären und gelösten Stoffen in den Belebtschlamm. Mit dem Rücklaufschlammkreislauf gelangen diese im Schlamm gespeicherten Stoffe ebenso wie ein Teil der gelösten Stoffe ins Belebungsbecken und werden dort abgebaut.

Da die Ablaufkonzentrationen, die sich ohne Bypass eingestellt hätten, nicht bekannt sind, wurde angenommen, dass sie den gemessenen Konzentrationen (mit Bypass) entsprechen.

Die Beprobungszeiträume umfassten auch die den Regenerereignissen folgenden Nachlaufphasen und die Wirkungsgrade wurden anhand von Summenfrachten über 1 – 3 Tage berechnet. So mussten die hydraulischen Verhältnisse im Nachklärbecken für die Ermittlung des Entfernungsgrades nicht berücksichtigt werden.

Zur generellen Beurteilung der Frachtentfernung wurden die CSB-Tagesfrachten im Ablauf der Kläranlage bei Betrieb des Mischwasser-Bypasses dargestellt (graue Balken). Diese gemessenen Ablauffrachten wurden mit jenen Frachten verglichen, die ohne Bypassbehandlung in die Wulka eingeleitet würden. Diese theoretischen Frachten setzen sich aus den abgeschätzten Ablauffrachten der Kläranlage ohne Bypass (weiße Balken) und den gemessenen Frachten im Mischwasser-Bypass (schwarze Balken) zusammen.

Für diese Auswertung wurden die Frachten mehrtägiger Ereignisse auf mittlere Tagesfrachten je Ereignis umgerechnet. In Abbildung 7 sind die so errechneten Tagesfrachten und die tatsächlich gemessenen Frachten aller auswertbaren Ereignisse dargestellt. Weitere Betriebsergebnisse sind in Nikolavcic *et al.* (2006) dargestellt.

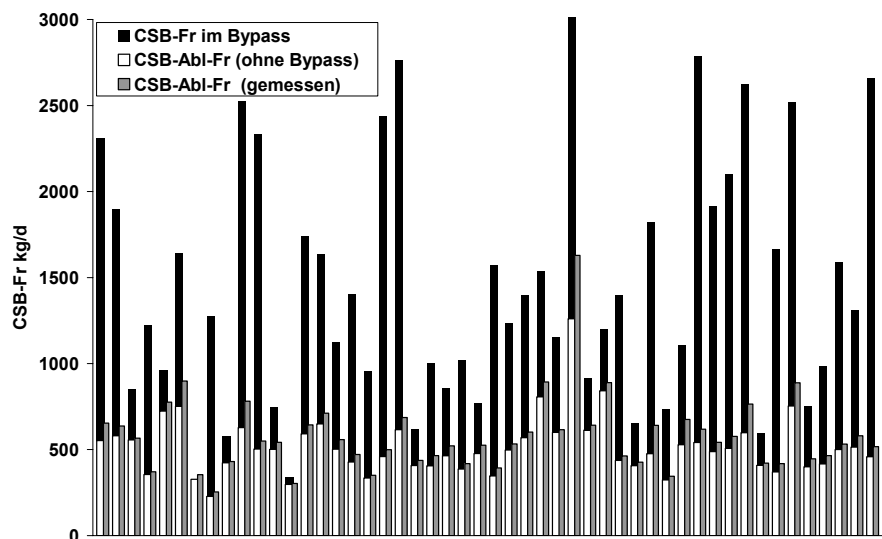


Abbildung 7: Tagesfrachten für CSB im Ablauf bei Mischwasserbehandlung (graue Balken), im Vergleich zu den errechneten Frachten ohne Mischwasserbehandlung (gereinigtes Abwasser ohne Bypass / weiße Balken, zusätzlich CSB-Fracht im Bypass / schwarze Balken)

Ausführlichere Ergebnisse sind in Nikolavcic *et al.*(2007) und Svardal *et al.*(2007) zu finden.

4 Bemessung der Nachklärbecken

Die Bemessung der Nachklärbecken kann nach dem ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131 durchgeführt werden.

Beim behandelten Mischwasser wird zwischen dem Zufluss, der über die biologische Stufe geführt wird (Q_{ZB}), und dem Bypass ins Nachklärbecken (Q_{BY}), unterschieden.

$$Q_m = Q_{ZB} + Q_{BY}$$

Q_m Mischwasserzufluss
 Q_{ZB} Zufluss zum Belebungsbecken
 Q_{BY} Bypassstrom

Die Nachrechnung zeigt, dass mit den Modellansätzen der ATV ein Einfluss auf die Tiefe der Nachklärbecken besteht, und zwar ausschließlich auf die Trennzone/Rückströmzone (h_2). Die anderen Nachklärbeckengrößen bleiben durch den Bypass unverändert. Die Gesamt-Flächenbeschickung incl. Bypass ($q_{A(ZB+BY)}$) soll den Maximalwert von 1,6 bzw. 2,0 m/h nicht übersteigen.

$$\text{Gesamt-Flächenbeschickung } q_{A(ZB+BY)} = \frac{Q_{ZB} + Q_{BY}}{A_{NB}}$$

Der Schlammindex und der Feststoffgehalt im Belebungsbecken sind durch die Bypassführung praktisch unbeeinflusst. Ob es einen Einfluss auf den Kurzschlusschlammstrom zwischen Einlauf des Nachklärbeckens und Rücklaufschlamm gibt, hängt stark von der Einlaufgestaltung ab. Die Annahme des A 131, dass die Trockensubstanz des Rücklaufschlammes bei horizontal durchströmten Becken je nach Räumersystem 50-70 % des Wertes des Bodenschlammes beträgt, kann vermutlich übernommen werden. Bei sehr ungünstiger Einlaufgestaltung ist zu überdenken, wie diese verbessert werden kann.

Für die weitere Berechnung kann das Nachklärbecken daher in einem ersten Schritt, wie gewohnt, ohne Bypass bemessen werden, wobei ausschließlich der Zufluss zum Belebungsbecken und der Rücklaufschlammstrom berücksichtigt

werden, und im Anschluss ist die Trennzone entsprechend zu erhöhen, um die Gesamttiefe bzw. das Gesamtvolumen zu ermitteln.

Feststoffgehalte und Rücklaufverhältnis

Der Zusammenhang der Feststoffgehalte zwischen Belebungsbecken und Nachklärbecken bleibt unverändert, jedoch ist darauf zu achten, dass das Rücklaufverhältnis sich nur auf den Zulauf zum Belebungsbecken bezieht.

$$TS_{BB} = \frac{RV \cdot TS_{RS}}{1 + RV} \quad \text{mit } RV = Q_{RS}/Q_{ZB}$$

Flächenbeschickung und Schlammvolumenbeschickung

Die Flächenbeschickung und Schlammvolumenbeschickung werden wie gewohnt berechnet, ohne die Bypassmenge zu berücksichtigen.

Flächenbeschickung $q_A = \frac{Q_{ZB}}{A_{NB}}$

Schlammvolumenbeschickung $q_{SV} = q_A \cdot VSV \leq 500 \text{ bzw. } 650 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Beckentiefe:

- h1: Die Tiefe der Klarwasserzone beträgt 0,5 m, und ist unabhängig von der Bypassmenge.
- h2: Die Tiefe der Trennzone/Rückströmzone wird durch den Bypass beeinflusst, darauf wird näher eingegangen.
- h3: Die Tiefe der Dichtestrom- und Speicherzone hängt direkt von der aus dem Belebungsbecken abfließenden Volumen an Schlamm ab, und ist daher unabhängig vom Bypass.
- h4: Die Tiefe der Eindick- und Räumzone hängt direkt von der aus dem Belebungsbecken abfließenden Feststoff-Fracht, der Eindickzeit und dem Feststoffgehalt des Bodenschlammes im Nachklärbecken ab, und ist daher unabhängig vom Bypass.

Tiefe der Trennzone/Rückströmzone:

Exakt wäre die Ermittlung der Trennzone in Anwendung des ATV-DVWK A 131

$$h_2 = \frac{0,5 \cdot (Q_{ZB} + Q_{BY} + Q_{RS}) / A_{NB}}{1 + VSV \cdot (Q_{ZB} + Q_{RS}) / (Q_{ZB} + Q_{BY} + Q_{RS}) / 1000}$$

Vereinfacht kann die Trennzone konventionell berechnet werden und um jenen Wert erhöhen, der einer halben Stunde Aufenthaltszeit bezogen auf die Bypassmenge entspricht. Damit liegt man geringfügig über dem theoretischen Wert.

$$h_2 = h_2(\text{ohne Bypass}) + Q_{BY} \cdot 0,5 / A_{NB} \quad (Q_{BY} \text{ in m}^3/\text{h})$$

In Abbildung 8 ist für ein Nachklärbecken mit 45 m Durchmesser und einem Bemessungszufluss von 360 L/s der Einfluss einer zusätzlichen Mischwasserübernahme als Bypass exemplarisch dargestellt.

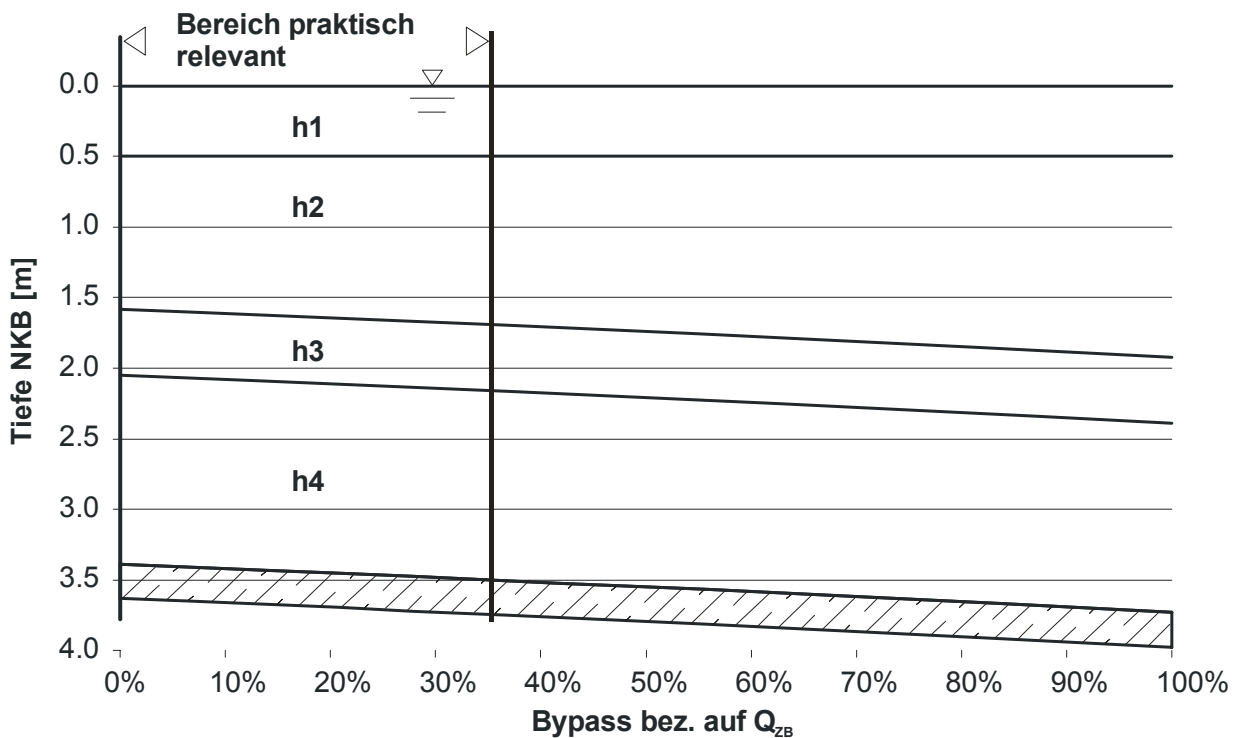


Abbildung 8: Einfluss der Mischwassererhöhung durch Bypass auf die Tiefe eines Nachklärbeckens.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Untersuchungen der Mischwasserereignisse auf der Kläranlage Wulkaprodersdorf legen die Basis für die Beurteilung dieses Verfahrens in Hinblick auf die Reinigungsleistung und die erreichbaren Ablaufkonzentrationen. Die bei Mischwasser auf der Kläranlage behandelte Abwassermenge kann durch Bypassführung um etwa die Hälfte erhöht werden, ohne dass sich signifikante Auswirkungen auf die Reinigungsleistung feststellen ließen.

Im regulären Betrieb einer Abwasserreinigungsanlage müssen die Ablaufgrenzwerte zu jeder Zeit eingehalten werden. Bei einer Anlage dieser Größenordnung ist es ohne große Umbauten nicht möglich, zu Versuchszwecken große Bypassdurchflüsse einfach in die Nachklärbecken umzuleiten. Daher war es nicht möglich, Grenzbelastungen einzustellen, bei denen Schlammabtrieb oder Grenzwertüberschreitungen auftraten.

Durch die Bypassführung konnten etwa 200.000 m³ Mischwasser pro Jahr zusätzlich behandelt werden, wobei die Reinigungswirkung deutlich über jener von konventionellen Mischwasserbehandlungsanlagen lag.

Bei Mischwasserzufluss ist die Rückführung des Schlammes aus dem Nachklärbecken ein wesentlicher Punkt. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass eine Erhöhung der Rücklaufschlammmenge nicht zu einer Erhöhung der zurückgeführten TS-Fracht führte, sondern dass dadurch der Kurzschlussstrom im Nachklärbecken verstärkt und der eingedickte Schlamm durch den Nachklärbeckenzulauf zunehmend verdünnt wird. Das für die Bemessung lt. ATV-DVWK A131 (2000) empfohlene Rücklaufverhältnis von maximal 0,75 (bzw. 75%), bezogen auf den Zulauf zum Belebungsbecken konnte in diesem Fall bestätigt werden.

Die Mischwasserbehandlung im Nachklärbecken führt zu einer Reduktion der in das empfangende Gewässer eingeleiteten Frachten. Der Bypass auf der Kläranlage Wulkaprodersdorf betrug beim maximalen Mischwasserzufluss etwa 30% des gesamten Abwasserzuflusses. Unter diesen Bedingungen wurden im Mittel 92 % des CSB, 88 % des NH₄-N und 98 % der abfiltrierbaren Stoffe aus dem Bypass entfernt. Die Wirkungsgrade für CSB und abfiltrierbare Stoffe

übertreffen die konventionelle Mischwasserbehandlung mit Absetzbecken und entsprechen durchaus jenen, die bei biologischer Reinigung erreicht werden.

Die infolge der ungünstigen Immissionssituation sehr niedrigen Emissionswerte der Kläranlage WV Wulkatal mit 3 mg NH₄-N/L und 50 mg CSB/L wurden bei allen beobachteten Mischwasserereignissen für CSB eingehalten. Beim Parameter NH₄-N kam es zu zwei Überschreitungen bei Mischwasser. In diesen Fällen war allerdings die Ammonium-Konzentration bereits im Belebungsbecken erhöht, was auf eine nicht ausreichende Nitrifikation zurückzuführen ist. Durch den Bypass wurde die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte in der Tagesmischprobe bei keinem der untersuchten Fälle gefährdet.

Die Bemessung der Nachklärbecken kann auch mit Bypass nach dem ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131 erfolgen. Der Bypass hat nach den Modellansätzen der ATV ausschließlich einen Einfluss auf die Höhe der Trennzone/Rückströmzone (h_2). Die anderen Nachklärbeckengrößen bleiben durch den Bypass unverändert. Die Gesamt-Flächenbeschickung inkl. Bypass ($q_{A(ZB+BY)}$) soll den Maximalwert von 1,6 bzw. 2,0 m/h nicht übersteigen.

Das vorgestellte Verfahren konnte im Zuge des Forschungsprojekts auch auf den Kläranlagen Sopron/Ungarn (165.000 EW), Bergheim/Deutschland (8.000 EW) und Sarntheim / Italien (7.000 EW) erfolgreich installiert werden.

Danksagung

Dank gilt der Europäischen Union und den Projektpartnern für die Förderung der Untersuchungen im Rahmen des Interreg IIC-Programmes SiTaR.

Grundvoraussetzung für das Projekt waren die Überlegungen von Prof. Dr. Dr.-Ing. Wilhelm von der Emde, der vor mehr als 40 Jahren maßgeblich an der Planung der Kläranlage Wulkatal mitgewirkt und dabei den Bypass erstmals umgesetzt hat.

In diesem Zusammenhang soll auch allen projektbeteiligten Gemeinden, allen Institutionen, den Mitarbeitern der Universität Sopron und den unterstützenden

Firmen Hach Lange GmbH, NIVUS Austria, Schubert Elektroanlagen und Syro-GmbH gedankt werden.

Initiator und Leiter des gegenständlichen Forschungsprojekts war wHR. Dipl.Ing. Gerhard Spatzierer, ihm gilt unser besonderer Dank.

6 Literatur

- ATV (1991). Arbeitsblatt A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten. St. Augustin.
- ATV-DVWK (2000). Arbeitsblatt A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef.
- ATV-DVWK (2003). Arbeitsblatt A 198 Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Hennef.
- Günther N. (2003). Die Bestimmung der Adsorptionskapazität von Belebtschlamm im Mischwasserbelastungsfall. Diplomarbeit, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, TU Dresden.
- Krafft A.(2005). Ermittlung der Adsorptionsfähigkeit von Belebtschlamm unter Trockenwetterbedingungen. Diplomarbeit, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, TU Dresden.
- Nikolavcic B., G. Wandl, K. Svardal und G. Spatzierer (2006). Mischwasserbehandlung im Nachklärbecken. Wiener Mitteilungen 196, S.I1-I24.
- Nikolavcic, B., Svardal, K., Wandl, G., Günther, N., Kühn, V. and Spatzierer, G. (2007) Behandlung von Mischwasser im Nachklärbecken. gwf Wasser Abwasser 148(10).
- Svardal, K., Nikolavcic, B., Wandl, G., Krebs, P., Kühn, V., Ahnert, M., Günther, N. and Spatzierer, G. (2007) Interreg IIIC-Projekt SiTaR Subprojekt 19: Mischwasserbehandlung im Nachklärbecken. Endbericht. Eisenstadt.

Korrespondenz an:

Ass. Prof. Dipl.Ing. Dr.techn. Karl Svardal

TU Wien, Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226, 1040 Wien Adresse

Tel.: +43/ 1/ 58801 22624 Fax: +43/ 1/ 58801 22699

eMail: svardal@iwag.tuwien.ac.at

Bedeutung der Aus- und Weiterbildung für den Betrieb von biologischen Abwasserreinigungsanlagen

G. Spatzierer

Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft

Abstract: Eine qualifizierte Ausbildung des Betriebspersonals von Abwasseranlagen ist Grundvoraussetzung für den ordnungsgemäßen Betrieb dieser Anlagen. Auf Initiative von Univ.-Prof. DDr.-Ing. W.v.d.Emde wurde in Österreich ein Ausbildungssystem für Klärwärter geschaffen, das laufend dem Stand der Technik angepasst wird. Zusätzlich zur Grundausbildung ist jedoch auch eine laufende Fortbildung des Personals erforderlich. 1991 wurden daher für diesen Zweck Kläranlagen-Nachbarschaften gegründet, welche nunmehr flächendeckend in Österreich und Südtirol arbeiten. Die Entwicklung, derzeitige Ausbildung sowie deren Bedeutung für den Betrieb der Abwasseranlagen und die damit erzielten Erfahrungen werden dargestellt, zukünftige weitere Entwicklungen diskutiert. Die bisherige Aus- und Fortbildung im Rahmen des ÖWAV hat sich bis dato überaus bewährt. Mit geringem Aufwand konnten beachtliche Erfolge erzielt werden.

Key Words: Abwasseranlagen, Betriebspersonal, Ausbildung, Weiterbildung, Kläranlagen-Nachbarschaften.

1 Einleitung

Die größten Investitionen im Bereich Umweltschutz, die Gemeinden, Städte, Verbände und zum Teil auch Betriebe in den letzten Jahren getätigt haben (und zukünftig noch zu tätigen haben) entfallen auf den Abwasserbereich. Millionenbeträge werden jährlich für den Bau von Abwasseranlagen aufgebracht. Es war eines der großen Verdienste von Univ.-Prof. DDr.-Ing. W. v.d. Emde, der sehr früh erkannt hat, dass der Erfolg der Abwasserreinigung nicht nur vom Bau der Anlagen, sondern in großem Ausmaß vom richtigen Betrieb und damit vom eingesetzten Personal abhängt. Auf sein Betreiben hin wurde in Österreich im Jahre 1968 mit der Organisation und Durchführung von

Ausbildungskursen begonnen, um die Kenntnisse und Fertigkeiten des Betriebspersonals zu verbessern. Als Vorbild dienten hier die Ausbildungsangebote in der BRD.

2 Gesetzliche Bestimmungen

In gesetzlicher Hinsicht werden über die Qualifikation des eingesetzten Betriebspersonals nur wenig konkrete Aussagen gemacht. Gemäß WRG ist jeder Wasserberechtigte verpflichtet, seine Anlagen im Sinne des § 1297 bzw. § 1299 ABGB mit der gebotenen Sorgfalt derart zu betreiben und instand zu halten, dass eine Gewässerunreinigung vermieden wird (§ 31). Eine weitere Präzisierung fehlt jedoch. Die Instandhaltungsverpflichtung wird zusätzlich im § 50 geregelt.

Weitere Angaben enthält die Novelle der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (§ 3 Abs. 13):

„Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen sollen durch **geschulte** Personen unter Beachtung von **Betriebs- und Wartungsanleitungen**, die laufend auf dem **Stand der Technik** gehalten werden, derart **betrieben** und **gewartet** werden, dass

1. eine Beherrschung aller vorhersehbaren - auch außergewöhnlichen - Betriebszustände sichergestellt ist und
2. Maßnahmen zur Wartung aller Anlagenteile und Geräte so rechtzeitig erfolgen, dass ein Ausfall nicht zu befürchten ist und
3. für gefährdete Anlagenteile und Geräte, die einem besonderen Verschleiß unterworfen sind, ausreichend Ersatzteile und organisatorische Maßnahmen zur raschen Reparatur getroffen werden und
4. durch Überwachung des Zulaufes und einzelner wesentlicher Verfahrensschritte der Abwasserreinigung sichergestellt ist, dass

vorhersehbare außergewöhnliche Betriebszustände erkannt werden können
und

5. eine Einhaltung behördlicher Auflagen für alle vorhersehbaren
Betriebszustände sichergestellt ist.“

Da auch in diesen gesetzlichen Bestimmungen eine eindeutige Definition fehlt, wird eine Präzisierung über die Qualifikation des Betriebspersonals (z.B. Klärfacharbeiter) und die Mindestanzahl des erforderlichen Personals zumeist in den wasserrechtlichen Bescheiden in Form von Auflagen festgelegt.

Durch die WRG-Novelle 1990 und die Novellen der AAEV (1996) und der 1. AEV für kommunales Abwasser (1996) wurden die Anforderungen an den Betrieb der Anlagen wesentlich verschärft. Während es bei den relativ einfachen Abwasseranlagen früherer Jahrzehnte oftmals genügte, Handwerker, wie z.B. Schlosser, Elektriker ohne weitere Ausbildung für den Betrieb und die Wartung einzusetzen, so erfordert die heutige Verfahrenstechnik der mechanisch-biologisch-chemischen Anlagen, deren hochtechnisierte Einrichtungen sowie die gestiegenen Anforderungen an den Betrieb einen Stab von Bedienungspersonal mit Spezialausbildung. Der Wissensstand des Betriebspersonals muss dementsprechend vergrößert werden, um den gestellten Anforderungen gerecht werden zu können. Eine gute bis sehr gute, breit angelegte und hochqualifizierte Ausbildung ist erforderlich. Diese Ausbildung ist zudem durch Fort- und Weiterbildung während des Berufslebens ständig auf dem Laufenden zu halten und zu ergänzen.

Auch auf die straf- (Fischsterben, etc.) und zivilrechtlichen Konsequenzen muss hingewiesen werden, wenn als Folge einer Unterbesetzung und/oder schlecht ausgebildetem Personal Betriebsstörungen auftreten oder diese nicht unverzüglich beseitigt werden können und dadurch Umweltschäden verursacht werden.

Auch in wirtschaftlicher Hinsicht können durch unzureichende Ausbildung des Betriebspersonals Schäden verursacht werden. Abgesehen von Störfällen sind auch die verringerte Lebensdauer von Anlagenkomponenten durch unsachgemäße Wartung sowie der volkswirtschaftliche Schaden durch eine verringerte Reinigungsleistung in Rechnung zu stellen.

3 Die Entwicklung

Diesen Aufgaben haben sich Prof. v.d.Emde und der Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaftsverband von Beginn an gestellt. Im Zusammenwirken mit Vertretern der Technischen Universität Wien, der Universität für Bodenkultur, der Technischen Universität Graz, Landesdienststellen, Abwasserverbänden, Städten, Fachfirmen udgl. wurde ein Aus- und Fortbildungssystem entwickelt, das auf den Erfahrungen und der Fachkompetenz der Mitarbeiter des Arbeitsausschusses „Klärwärterbetreuung“ im ÖWAV beruht und ständig weiter entwickelt wird.

Der Startschuss für die Klärwärterausbildung in Österreich fiel im Jahre 1968 mit der Durchführung des ersten Klärwärtergrundkurses. Als Männer der ersten Stunde der Klärwärterausbildung wirkten neben Prof. v.d.Emde und Prof. Kayser auch Prof. Mudrack, Dipl.-Ing. Dr. Böhm-Raffay, Dipl.-Ing. Leberl und Prof. Bucksch mit. Die Unterlagen zu diesem Kurs (v.d.Emde, Kayser, 1968) sind bis heute eine unverzichtbare Grundlage der Ausbildung geblieben, obwohl sie selbstverständlich zwischenzeitlich entsprechend angepasst wurden. Auch die prinzipielle Struktur des Kurses mit theoretischem Unterricht und praktischen Übungen wurde bereits damals geschaffen. Die enge Zusammenarbeit zwischen dem ÖWWV und dem Institut für Wassergüte der TU Wien (Kursdurchführung) hat sich bis heute sehr bewährt (Kroiss, 1991). Durch die zentrale einheitliche Ausbildung wurde die Basis für gute Kontakte untereinander geschaffen.

Die Durchführung der Kurse an der Technischen Universität Wien bietet dabei zusätzliche Vorteile:

- Der Stand des Wissens wird rasch in die Ausbildung integriert.
- Betriebserfahrungen, Probleme werden direkt an den wissenschaftlichen Nachwuchs herangetragen - eine intensive praxisnahe Beschäftigung ist damit gegeben.

Um speziell den Betreibern von Belebungsanlagen eine über den Grundkurs hinausgehende Ausbildung bieten sowie Betriebsprobleme und deren Lösung behandeln zu können, wurde im Jahre 1973 erstmals ein Klärwärter-Fortbildungskurs durchgeführt. Der Unterricht erfolgt hierbei zu etwa 40 % in kleinen Gruppen (6-8 Personen) auf Kläranlagen. Auch für diesen Kurs ging

wieder die Initiative von Univ.-Prof. DDr.-Ing. Wilhelm von der Emde aus, der auch die fachliche Leitung dieser Kurse innehatte.

Im Jänner 1975 wurde sodann die Fachgruppe Abwasser- und Abfalltechnik (FAAT) im ÖWWV gegründet, in welcher der Arbeitsausschuss „Klärwärterbetreuung“ gebildet wurde (Leiter: Univ.-Prof. DDr.-Ing. W.v.d.Emde, ab 1993: Dipl.-Ing. Spatzierer). Diesem Ausschuss obliegt u.a. die Organisation, Koordination und fachliche Leitung der Aus- und Fortbildung des Betriebspersonals von Abwasserreinigungsanlagen.

Eine der ersten Arbeiten dieses Ausschusses war die Erstellung des ÖWWV-Regelblattes 2 „Das Fachpersonal auf Abwasserreinigungsanlagen - Merksätze für Gemeinden und Abwasserverbände“ (ÖWWV, 1978). In diesem Regelblatt wurden erstmals die Anforderungen an das Personal und die erforderliche Ausbildung zusammengestellt. Neben den bisherigen Grund- und Fortbildungskursen sollte demnach ein **2-wöchiges Praktikum auf einer Lehrkläranlage** eine Einschulung in die praktische Durchführung der verschiedenen notwendigen Arbeiten ermöglichen. Ein 1-wöchiger Ausbildungskurs in den Grundkenntnissen für technische Einrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen (Maschinentechnischer Kurs) war schließlich für die Wartung der mechanischen Klärwerksausrüstung vorgesehen. Im Herbst 1980 wurde auf Grund dieses Ausbildungsplanes erstmals der **Maschinentechnische Kurs** in Zusammenarbeit mit dem VEWSchulungszentrum und dem Mürzverband in Kapfenberg durchgeführt. Ebenfalls Ende 1980 wurde vom Arbeitsausschuss „Klärwärterbetreuung“ das Ausbildungsprogramm für das **Praktikum auf Lehrkläranlagen** erarbeitet (Spatzierer, 1982). In Zusammenarbeit mit den Fachabteilungen der Ämter der einzelnen Landesregierungen wurden hierauf insgesamt 24 Kläranlagen (nunmehr insgesamt 58) zu **Lehrkläranlagen** ernannt. Mit einer Informationsveranstaltung für alle Betreiber dieser Anlagen und für die Vertreter der Landesregierungen (ÖWWV, 1982) wurde am 28.1.1982 in Wien auch dieser Ausbildungsabschnitt in Kraft gesetzt.

Mit dem ÖWWV-Regelblatt 15 „Der Klärfacharbeiter - Berufsbild, Ausbildungsplan und Prüfungsordnung“ wurde 1984 ein Österreichweit einheitliches Ausbildungsprogramm festgelegt, das als Abschluss eine Klärfacharbeiterprüfung vorsieht (ÖWWV, 1984).

In weiterer Folge wurde der Bedarf einer zusätzlichen Ausbildung für die Bereiche Physik, Chemie, Biologie in Theorie und Praxis (Durchführung von Laboranalysen) erkannt. Seit dem Jahre 1987 werden deshalb 1-wöchige Kurse auf der Großkläranlage Linz-Asten (Stadtbetriebe Linz Ges.m.b.H.) angeboten. Seit Herbst 1991 werden die Maschinentechnischen Kurse ebenfalls in Linz abgehalten.

Weiters wurden im Jahre 1991 in Österreich nach dem Vorbild der Bundesrepublik Deutschland Kläranlagen-Nachbarschaften zur Fortbildung gegründet (ÖWWV, 1991).

Vom Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten wurde im Jahre 1992 der 3-jährige Lehrberuf „Recycling- und Entsorgungstechniker als Ausbildungsversuch“ eingerichtet (BMfWA, 1992). Das Berufsbild umfasst hier qualifizierte Tätigkeiten in der Abfall- und Abwasserbewirtschaftung zur Ausübung einer umweltbezogenen beruflichen Tätigkeit. Eine Anpassung dieser Ausbildung an den Ver- und Entsorger (BRD) war leider auf Grund der österreichischen Gesetzeslage nicht möglich. Eine Schaffung von 2 getrennten Ausbildungsberufen (Klärfacharbeiter und Abfallbewirtschaftler) wurde von den zuständigen Gremien abgelehnt. Durch intensive Gespräche des ÖWAV mit dem Bundesberufsausbildungsbeirat gelang es wohl, die Aspekte der Abwasserwirtschaft entsprechend zu berücksichtigen, die beschlossene Lösung ist aber aus Sicht der Abwasserwirtschaft nicht voll befriedigend.

Jedenfalls wurde aber mit diesem Lehrberuf die Möglichkeit geschaffen, dass auch Klärwärter mit Berufspraxis, insbesondere aber Klärfacharbeiter, durch die erfolgreiche Ablegung der Lehrabschluss- bzw. Zusatzprüfung, die offizielle Anerkennung als „Facharbeiter für Abwasser- und Abfallbewirtschaftung“ erlangen können.

Durch die WRG-Novelle 1990 und die zwischenzeitliche technische Entwicklung musste zwangsläufig auch der Stoff des Grundkurses deutlich erweitert werden (Kroiss, 1994). Die Lernkapazität der Teilnehmer wurde dabei bis an die Grenzen ausgeschöpft. Bedingt durch die hohe Teilnehmerzahl bei den 2-mal jährlich durchgeführten Kursen und die hohe zu vermittelnde Informationsdichte musste eine Neuorganisation und Erweiterung des bisherigen Ausbildungsprogramms vorgenommen werden. Ab Jänner 1996 wird daher die Klärwärtergrundausbildung in Form eines 3-wöchigen Klärwärter-Grundkurses

im Bildungshaus Großrußbach (NÖ) durchgeführt. Eine weitere wesentliche Verbesserung stellt die Beschränkung der Teilnehmerzahl auf 18 bis max. 20 Personen dar, wodurch eine intensive Betreuung der Kursteilnehmer gewährleistet wird. Die Kurse unter der Leitung von Dr. Frey unter fachlicher Aufsicht und Mitarbeit der TU Wien abgehalten, der Studienbetrieb an der TU wird aber jetzt nicht mehr beeinträchtigt. Zudem werden die Kurse nunmehr ganzjährig abgehalten, wodurch auch Vorteile für die Kursteilnehmer erwachsen. Dadurch stiegen wohl die gesamten Ausbildungskosten bis zum Klärfacharbeiter um ca. 20 %, betragen aber noch immer lediglich nur 0,002 €/m³ Abwasser.

Infolge der technischen und gesetzlichen Entwicklungen musste die Ausbildung auch formal geändert und erweitert werden. Das ÖWAV-Regelblatt 15 wurde daher im Jahre 1996 vollständig überarbeitet und mit den Inhalten des Lehrberufes „Recycling- und Entsorgungstechniker“ im Fachbereich Abwasserreinigung abgestimmt (ÖWAV, 1997).

Die Absolvierung des Laborpraktikums ist nunmehr ab 1.1.1997 Zulassungsvoraussetzung zur Klärfacharbeiterprüfung, welche vor einer Prüfungskommission abzulegen ist. Der Klärfacharbeiter muss in der Lage sein, eine Abwasserreinigungsanlage (< 50.000 EW) selbständig zu betreiben.

Zur Vertiefung der mikrobiellen Grundlagen und Vorgänge sowie der ökologischen Zusammenhänge in der Abwasserreinigung werden auf Initiative der TU Wien (Univ.-Prof. Matsché, Dr. Kreuzinger) seit dem Jahre 1999 2-tägige Mikroskopie-Grund- und -Spezialkurse angeboten. Die Abwasserreinigung wird dabei aus der Sicht der Bakterien betrachtet, um damit grundlegende Fragen der biologischen Vorgänge beantworten zu können.

Für die Betreiber von konventionellen Kleinkläranlagen werden seit dem Jahre 2000 unter der Leitung der Univ. für Bodenkultur (Univ.-Prof. Haberl) 2-tägige Kurse abgehalten, seit dem Jahre 2007 zusätzlich Spezialkurse für bepflanzte Bodenfilter (Leitung: Dipl.-Ing. Kainz).

Durch die fortschreitende abwassertechnische Entsorgung des ländlichen Raumes mit kleineren Anlagen (50 – 500 EW) wurde der Wunsch an den ÖWAV herangetragen, für derartige Anlagen einen abgespeckten Klärwärter-Grundkurs auszuarbeiten. In Zusammenarbeit mit dem Ingenieurbüro Dipl.-Ing.

Kainz konnte schließlich im Jahre 2004 eine entsprechende Kooperation abgeschlossen und der erste derartige 2-wöchige Kurs durchgeführt werden.

Veränderte Qualifikationsanforderungen und Rechtsvorschriften sowie gestiegenes Umweltbewusstsein erforderten in Deutschland eine Modernisierung des 1984 geschaffenen Ausbildungsberufes „Ver- und Entsorger“. Im Rahmen der Neuordnung wurden mit den „Umwelttechnischen Berufen (UT-Berufe)“ 4 Einzelberufe geschaffen, die gemeinsame Kernqualifikationen in den ersten 15 Monaten der Ausbildung und 18 Monate gemeinsame Inhalte an den Berufsschulen vorsehen. Die neue Ausbildungsverordnung, die am 1.8.2002 in Kraft getreten ist, sieht für die „**Fachkraft für Abwassertechnik**“ im Bereich der Fachqualifikationen eine Ausbildung über einen Zeitraum von 21 Monaten vor, wovon 8 Wochen in der Vertiefungsphase entweder auf den Kanalbetrieb oder den Kläranlagenbetrieb entfallen. Die Neuordnung der Ausbildung brachte auch Änderungen im Umfang der Ausbildungsinhalte, insbesondere in den Bereichen E-Technik (Erweiterung), Metallverarbeitung (Reduktion) und der Anwendung naturwissenschaftlicher Grundlagen (Reduktion).

Die Neuordnung der Ausbildung in D erforderte auch eine entsprechende Anpassung in Österreich, damit unsere Ausbildung auch im deutschsprachigen Raum anerkannt werden kann. Im Jahre 2003 wurde deshalb die Arbeitsgruppe „Ausbildung Abwasser – UT-Berufe“ gegründet, die auf Grund eines Vergleiches der bestehenden Ausbildung mit den zukünftigen Inhalten in Deutschland ein Maßnahmenprogramm erstellte.

Auf Grund dieser Analyse wurde beschlossen, folgende neue Kurse auszuarbeiten:

- Elektrotechnik für Klärwärter (für Nichtelektriker) (Schwechat)
- Mess- und Regeltechnik auf Abwasseranlagen (MSRL-Kurs) (EBS)
- Betriebswirtschaftliche Grundlagen, Steuerungselemente, Organisation, Kommunikation, Mitarbeiterführung (in Ausarbeitung)
- Rechtliche Bestimmungen aus technisch - juristischer Sicht (in Ausarbeitung)

- Auffrischkurs für Klärfacharbeiter (geplant)
- Vertiefungskurs für Klärfacharbeiter (geplant)

Zudem ist es erforderlich, den bisherigen Maschinentechnischen Kurs an den Stand der Technik anzupassen und inhaltlich mit den neuen Kursangeboten abzustimmen.

Gesamthaft ist auch eine vollständige Überarbeitung der Regelung der Ausbildung zum Klärfacharbeiter (ÖWAV Regelblatt 15) erforderlich. Diese Arbeiten werden 2008 aufgenommen.

Das Führungspersonal größerer Anlagen sollte im Regelfall bereits eine entsprechende akademische fachspezifische Ausbildung (Fachhochschule, Universität) aufweisen. Dennoch kann auch für diese Personengruppe, sofern nicht bereits eine berufliche Praxis im Bereich Abwasserreinigung vorhanden ist, ein Besuch von Ausbildungskursen durchaus empfohlen werden.

Darüber hinaus werden jährlich seitens des ÖWAV in Zusammenarbeit mit den Technischen Universitäten bzw. der Univ. für Bodenkultur entsprechende Fortbildungsseminare angeboten.

4 Das Ausbildungsprogramm des ÖWAV

Die Klärfacharbeiterausbildung wird für ganz Österreich vom ÖWAV getragen. Der Klärwärterberuf ist derzeit praktisch ausschließlich ein **Zweitberuf**. Die Ausbildung erfolgt auf freiwilliger Basis im Rahmen der beruflichen Erwachsenenbildung.

Für die Ausbildung zum Klärfacharbeiter sind folgende Voraussetzungen zu erfüllen (ÖWAV-Regelblatt 15):

- Dauer der Ausbildung: 3 Jahre bzw. 2 Jahre bei abgeschlossener Lehre in einem einschlägigen Berufszweig.
- Mindestens 2 Wochen praktische Ausbildung auf einer Lehrkläranlage oder mindestens 4 Wochen auf der eigenen biologischen Kläranlage unter Aufsicht eines Klärfacharbeiters als Ausbilder.

- Teilnahme an einem 3-wöchigen Klärwärter-Grundkurs zur Vermittlung der theoretischen und praktischen Kenntnisse der Abwassertechnik.
- Teilnahme an einem 1-wöchigen Maschinentechnischen Kurs zur Vermittlung der Kenntnisse für technische Einrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen.
- Teilnahme an einem 1-wöchigen Laborkurs zur Vermittlung der Kenntnisse und Fertigkeiten für die Durchführung physikalisch/chemischer und mikroskopischer Untersuchungen.
- Teilnahme an einem 1-wöchigen Klärwärter-Fortbildungskurs nach mindestens 1-jähriger praktischer Tätigkeit auf einer Abwasserreinigungsanlage nach dem Grundkurs.
- Absolvierung der Klärfacharbeiterprüfung.

Das Ablaufschema der Ausbildung ist in Abb. 1 dargestellt (Siehe auch Folder „Aus- und Fortbildung für das Betriebspersonal von Abwasseranlagen“).

Insgesamt haben bis zum 31.12.2007 12.776 Teilnehmer 390 Ausbildungskurse besucht. Bei 120 Klärfacharbeiterprüfungen haben sich schließlich 1767 Bedienstete einer Abschlussprüfung unterzogen. Insgesamt sind in Österreich etwa 3000 Bedienstete auf den Kläranlagen tätig.

Tabelle 1: Teilnehmer an Ausbildungskursen und Klärfacharbeiterprüfungen des ÖWAV.

Kurs - Bezeichnung	Kurse	Teilnehmer
Klärwärter - Grundkurs	75	4.349
Maschinentechnischer Kurs	88	2.293
Laborkurs	89	1.797
Fortbildungskurs	37	2.367
Klärfacharbeiterprüfung	120	1.767
Mikroskopie - Grundkurs	16	179
Mikroskopie - Spezialkurs	12	133
E-Technik - Grundkurs	4	81
MSRL - Kurs	3	62
50 - 500 EW	4	79
Kleinkläranlagen konventionell	44	1.054
Bepflanzte Bodenfilter (KKA)	5	89
Galvanotechnik	13	293
Summe	510	14.543

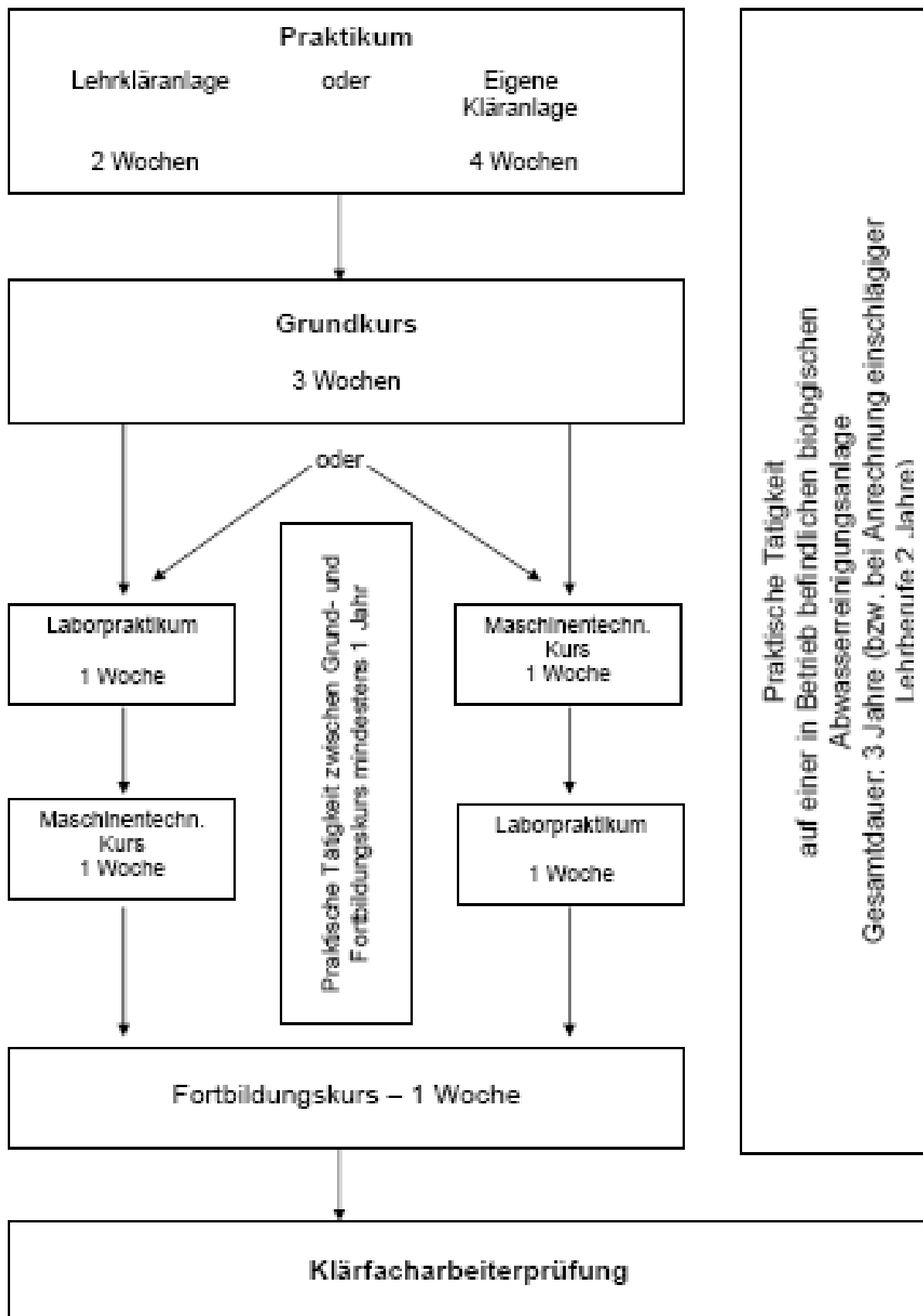


Abbildung 1: Ablaufschema der Klärfacharbeiterausbildung

Die Ablegung einer Lehrabschluss- bzw. Zusatzprüfung durch Klärwärter bzw. Klärfacharbeiter wurde erst in geringem Umfang in OÖ, NÖ und Tirol in Anspruch genommen. Für die Prüfungsvorbereitung werden einschlägige Kurse vom BFI bzw. WIFI angeboten, Fachliteratur zum Selbststudium sowie die Besichtigung von Abfallbehandlungsanlagen empfohlen.

Eine nachträgliche gesetzliche Anerkennung der Klärfacharbeiterausbildung ist derzeit nur durch die Ablegung der oben angeführten Lehrabschluss- bzw. Zusatzprüfung möglich (Antrag an die zuständige Bezirkshauptmannschaft bzw. Lehrlingsstelle der Handelskammer erforderlich). Die Absolvierung der Klärwärterkurse und der Klärfacharbeiterprüfung sowie eine entsprechende mehrjährige praktische Tätigkeit auf Kläranlagen wird in der Regel als glaubhafter Fähigkeitsnachweis über erworbene Fertigkeiten und Kenntnisse für den Bereich Abwasser angesehen.

Eine weitergehende Ausbildungsmöglichkeit zum Klärmeister besteht in Österreich derzeit nicht. Hier muss auf die diesbezüglichen Ausbildungsangebote in der BRD verwiesen werden.

Das Ausbildungssystem des ÖWAV wird von den Behörden voll anerkannt. In den wasserrechtlichen Bewilligungsbescheiden wird z.B. festgelegt, dass nur entsprechend geschultes Personal (mind. Grundkurs, bis 50.000 EGW Klärfacharbeiter, darüber mind. Klärmeister) eingesetzt werden darf. Ebenso wird auch seitens der Umweltförderung (nunmehr KPC) gefordert, dass **ausgebildetes** Personal auf den Kläranlagen vorhanden ist. Letztlich erfordern auch die gesetzlichen Regelungen für den Arbeitnehmerschutz eine entsprechende Ausbildung des Personals. Eine Hilfestellung für Städte, Gemeinden und Verbände für den erforderlichen Personalbedarf und die Mindestqualifikation in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße gibt ein neues Merkblatt des ÖWAV (ÖWAV, 2008).

5 Fortbildung in Kläranlagen-Nachbarschaften

In der BRD hat man bereits Mitte der 60er Jahre erkannt, dass Klärwärterausbildungskurse alleine auf Dauer keine flächendeckende Fortbildung des Betriebspersonals sichern können. Im Jahre 1968 wurden daher

die ersten ATV-Kläranlagenachbarschaften in Baden-Württemberg für diesen Zweck eingerichtet. Auch in Österreich wurden bereits im Jahre 1980 vom ÖWWV erste Überlegungen angestellt, derartige Nachbarschaften auch in unserem Lande zu installieren. Herrn **Univ.-Prof. DDr.-Ing. W.v.d.Emde** war es vornehmlich zu verdanken, dass es nach intensiver Information und Motivation gelang, auch in Österreich das Interesse an einer derartigen Einrichtung zu wecken.

Im Jahre 1991 wurde sodann in Abstimmung mit den Vertretern der Bundesländer beschlossen, auch in Österreich Kläranlagen-Nachbarschaften zu gründen (Spatzierer, 1996).

Dabei schließen sich auf regionaler Ebene jeweils 10 - 15 Kläranlagen zu einer Nachbarschaft zusammen. In jeder Nachbarschaft wird ein erfahrener Betriebsleiter (Klärfacharbeiter) als Sprecher gewählt, der zusammen mit einem Betreuer (dieser ist für 2 - 4 Nachbarschaften zuständig) 2 mal jährlich für das Betriebspersonal einen Nachbarschaftstag auf jeweils einer anderen Kläranlage der Nachbarschaft durchführt. Neben einem Rundgang über die jeweilige Kläranlage, auf dem aktuelle Betriebsprobleme und Erfahrungen besprochen werden, werden Schwerpunktthemen behandelt und ein Erfahrungsaustausch durchgeführt. Weiters wird jeweils ein Ringtest an einer Ablaufprobe vorgenommen, wodurch die Messungen im Rahmen der Eigenüberwachung überprüft und Fehler bei den Untersuchungen rasch erkannt werden können. Zusätzlich können diese Messungen auch für die Qualitätssicherung der Eigenüberwachung herangezogen werden.

Seit dem Jahre 1993 werden zudem die Ergebnisse der Eigen- und Fremdüberwachung Österreichweit im Rahmen des Kläranlagen-Leistungsvergleiches erhoben und ausgewertet, um damit die Leistung der Kläranlagen dokumentieren zu können.

Die Fortbildung der Sprecher und Betreuer erfolgt einmal jährlich im Rahmen einer 2-tägigen Sprechertagung, in welcher die Schwerpunktthemen für das jeweilige Arbeitsjahr sowie weitere Vorträge und Informationen weitergegeben werden. Die Auswahl dieser Themen und die Programmerstellung werden dabei vom Arbeitsausschuss „Klärwärterbetreuung“ vorgenommen.

Zusätzlich zu den Nachbarschaftstagen werden jährlich diverse schriftliche Arbeitsunterlagen, Regelblätter, Arbeitsbehelfe und Fachzeitschriften (KA-Betriebsinfo) und Fachbücher allen Mitgliedern beigestellt. Der finanzielle Aufwand für diese Tätigkeiten wird durch eine jährliche Umlage abgedeckt, die je nach Anlagengröße 180,-- € bis 360,-- €/a beträgt.

Die erste Sprecher- und Betreuertagung konnte bereits im selben Jahr in Wien durchgeführt werden, womit die Arbeit aufgenommen werden konnte. Waren es im Jahre 1992 erst 229 Betreiber, die an der Nachbarschaftsarbeit teilnahmen, so konnte in den Folgejahren eine stetige Zunahme der Teilnehmer erreicht werden. Nunmehr bestehen 55 Kläranlagen-Nachbarschaften, in denen insgesamt 945 Kläranlagen vertreten sind. Vergleicht man diese Zahl mit der vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft erstellten Statistik im EU-Lagebericht 2006 so erkennt man, dass nunmehr ca. 90,5 % aller kommunalen Kläranlagen mit einer Kapazität > 500 EW und betrieblichen Kläranlagen > 10.000 EW Teilnehmer der Nachbarschaften sind. Sofern Kleinkläranlagen und Anlagen < 200 EW vom Personal größerer Anlagen betrieben und gewartet werden, kann dadurch auch auf diesen Anlagen eine Verbesserung des Anlagenbetriebes erzielt werden. Die Entwicklung der Nachbarschaften ist in Abbildung 2 dargestellt.

Seit dem Jahre 1995 sind **alle** Bundesländer Österreichs in den Nachbarschaften vertreten, ab 1997 nimmt auch Südtirol mit 3 Nachbarschaften und derzeit 35 Anlagen teil.

Damit wurden die Voraussetzungen für eine flächendeckende Fortbildung des Betriebspersonals in Österreich geschaffen.

Als Leitsatz für diese Form der Weiterbildung gilt (ÖWAV, 1993):

„Keine Fortbildung ist so wirksam wie der Erfahrungsaustausch zwischen Kollegen, die an verschiedenen Orten vor den gleichen Problemen stehen“.

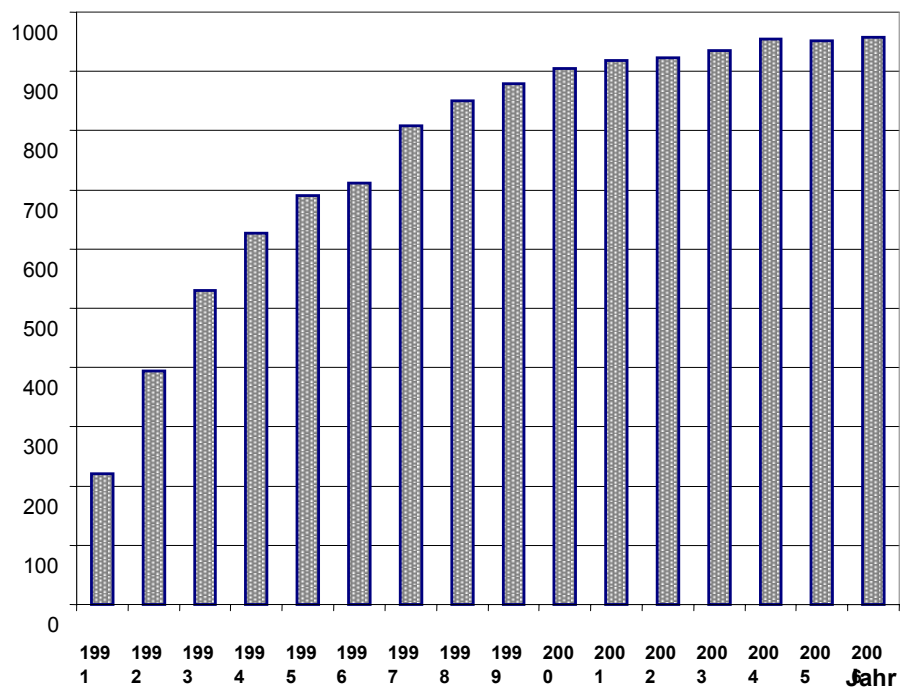


Abb. 2: Anzahl der Teilnehmer an den Kläranlagen-Nachbarschaften

Als Schwerpunkte der Arbeit der Kläranlagen-Nachbarschaften sind anzuführen:

1. Der Wissensstand des Kläranlagenpersonals soll erweitert und auf den jeweils neuesten Stand gebracht werden.
2. Der Klärwärter soll aus den Erfahrungen der Berufskollegen Nutzen ziehen.
3. Die bestmögliche Wirkung der Kläranlagen soll mit wirtschaftlichem Aufwand erreicht werden.
4. Das Betriebspersonal soll befähigt werden, die vorgeschriebene Eigenüberwachung selbständig ordnungsgemäß durchzuführen.

Die Betreuung der Nachbarschaften erfolgt dabei durch praxiserfahrene Abwasserfachleute und Betriebsleiter von größeren Kläranlagen im Rahmen von zweimal jährlich abgehaltenen Nachbarschaftstagen. Technische und rechtliche Neuerungen, Hinweise und Entscheidungen können über die Nachbarschaften

zudem möglichst schnell an das verantwortliche Betriebspersonal und die Unternehmensträger weitergegeben werden. Die Nachbarschaftshilfe bei Betriebsstörungen, im Krankheitsfall oder im Bereich der Abwasseruntersuchungen konnte zudem mögliche Schäden verhindern. Gut ausgebildetes Betriebspersonal kann aber auch den Betreibern erhebliche Kosten einsparen. Anzuführen sind hier beispielhaft:

- Verlängerung der Lebensdauer einer Anlage bzw. von Anlagenkomponenten durch einen sorgfältigen Betrieb.
- Einsparung von Betriebskosten durch sorgfältige sachkundige Betriebsführung.
- Verbesserte Reinigungsleistung sowie Kostenreduktion im Hinblick auf die gesetzlich erforderliche Anpassung an den Stand der Technik.

Die Kläranlagen-Nachbarschaften stellen somit für Gemeinden, Verbände und Betriebe eine äußerst wertvolle und mehr als kostendeckende Einrichtung dar.

Die Organisation der Kläranlagen-Nachbarschaften ist auch als sehr effizient anzusehen. Dem Kläranlagenbetreiber wird die Aufgabe der „Abwasserentsorgung“ durch die ermöglichte Zusammenarbeit und Selbsthilfe erleichtert, er spart damit Kosten und verbessert gleichzeitig den Gewässerschutz. Die Fachdienststellen der Bundesländer leiten und koordinieren mit geringstem Aufwand allein dadurch, dass für diese Tätigkeit einzelne Bedienstete als Betreuer oder Vordenker im Arbeitsausschuss „Klärwärterbetreuung“ eingesetzt werden. Der ÖWAV trägt hierbei auf unbürokratischem Wege die Organisationsarbeit unter Aufsicht eines Beirates, dem Vertreter des Bundes, der Bundesländer, der Kläranlagenbetreiber, der Wissenschaft, der Wirtschaft und des Städte- und Gemeindebundes angehören. Dadurch ist eine optimale Anwendung des Subsidiaritätsprinzips gewährleistet.

Die geleistete Arbeit wird in der „Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen“ eindrucksvoll dokumentiert und enthält neben einer aktualisierten Zusammenstellung der bestehenden Kläranlagen- Nachbarschaften Fachbeiträge für die Aus- und Fortbildung des Betriebspersonals, die bei den Sprechertagungen der Kläranlagen-Nachbarschaften vorgetragen wurden. Weiters werden seit dem Jahre 1996 auch die Ergebnisse des ÖWAV-Kläranlagen-Leistungsvergleiches veröffentlicht und dokumentiert die erzielte Ablaufqualität der Kläranlagen Österreichs.

Die Ergebnisse der Nachbarschaftsarbeit ergänzen und kontrollieren aber auch die bestehenden technischen Regeln und gesetzlichen Bestimmungen durch ihren täglichen Praxisbezug. Durch die internationalen Aktivitäten mit den DWA-Landesverbänden und dem VSA (Bodensee-Nachbarschaft, DWA Arbeitsgruppe BIZ 1.1 Kläranlagen-Nachbarschaften) können zudem zusätzliche wertvolle Impulse für die Arbeit gegeben werden.

6 Die Anforderungen steigen weiter

Im Laufe der letzten Jahrzehnte wurden zur Qualitätssicherung des Betriebes einige gesetzliche Bestimmungen erlassen, die in Form von Verordnungen, technischen Richtlinien, Normen, etc. präzisiert wurden. Zudem sahen sich auch die Betreiber veranlasst, zum Nachweis der Qualität und Wirtschaftlichkeit der Betriebsführung weitere Maßnahmen vorzunehmen. Bis Mitte der 90-er Jahre waren es vor allem Maßnahmen, die im Zuge der Aus- und Fortbildung des Betriebspersonals erstellt wurden, um den Betrieb der Anlagen zu verbessern und zu erleichtern. Hier darf vor allem auf diverse Materialien zur Dokumentation (z.B. Betriebsprotokolle, Wartungs- und Lagerkartei) hingewiesen werden. Erst in weiterer Folge wurden im Bereich der Abwasserwirtschaft auch umfassende Managementmodelle entwickelt, welche die bestehenden Anforderungen hinsichtlich Qualifikation und Organisation des technischen Bereiches zusammenfassen. Hier wird u.a. geprüft, ob der Betreiber über eine personelle und technische Ausstattung sowie eine entsprechende Aufbau- und Ablauforganisation verfügt, die eine sichere, zuverlässige sowie nachhaltige, umweltgerechte und wirtschaftliche Abwasserbeseitigung gewährleistet (DWA, 2005).

Der Personalauswahl sowie der Aus-, Weiter- und Fortbildung des Personals kommt dabei eine wesentliche Rolle zu. Eine Unter- aber auch eine Überbesetzung sowie eine qualitative Über- bzw. Unterforderung des Personals sollten vermieden werden (ATV-DVWK, 1998). Nur durch eine qualifizierte Ausbildung ist es zudem möglich, diesen vielfältigen Anforderungen gerecht zu werden. Erfolgreiche Abwasserentsorgung bedeutet mehr als gute Ablaufwerte! Das rein handwerkliche Können rückt dabei mehr und mehr in den Hintergrund – bei Bedarf kann man sich ja derartige Leistungen auch zukaufen. Verfahrenstechnik, Eigen- und Fremdüberwachung,

Indirekteinleiterüberwachung, Reststoffentsorgung, rechtliche Aspekte, Arbeitnehmerschutz, Management, Mitarbeiterführung, betriebswirtschaftliche Aspekte, interne und externe Kommunikation rücken immer mehr in den Vordergrund. Zudem steigt dazu auch die Zahl der rechtlichen Vorschriften immer weiter an. Eine gute Ausbildung und laufende Weiterbildung des Personals sind hier unumgänglich. Der Zeitaufwand muss dabei bereits mindestens 2 Wochen/Jahr betragen, 4 – 6 Wochen/Jahr sind durchaus nicht übertrieben und entsprechen in etwa dem Bedarf in Industriebetrieben.

Die Bedeutung dieser Maßnahmen sollte in jedem Betrieb bekannt sein – Defizite können zu großen Schäden und gesetzlichen Strafverfahren führen.

Wichtig ist, dass **alle** Betreiber mitmachen – nicht nur jene, die ohnehin bereits ein hohes Niveau erreicht haben. Entsprechende Lenkungsmaßnahmen können hier neben den gesetzlichen Bestimmungen durchaus nützlich sein.

Trotz wesentlicher Verbesserung der Mess-, Steuer- und Regeltechnik in den letzten Jahren wurden die Aufgaben des Betriebspersonals von Abwasserreinigungsanlagen nicht verringert, sondern vielmehr in qualifiziertere Bereiche verlagert. Zum Teil wurde der „Blaumann“ vom „Weißmann“ abgelöst. Ein vollständiger Ersatz der handwerklichen Fachkräfte wird aber nicht möglich sein, da auf einer Anlage viele maschinelle und elektrische Einrichtungen einer fachkundigen Kontrolle, Wartung und Instandhaltung bedürfen. Insgesamt steigen die fachlichen Anforderungen an das Betriebspersonal ständig, was in der erforderlichen Ausbildung zu berücksichtigen ist. Eine qualifizierte Grundausbildung z.B. zum Klärfacharbeiter oder zum Recycling- und Entsorgungstechniker muss daher unbedingt durch eine laufende Fortbildung z.B. im Rahmen von Kläranlagen-Nachbarschaften ergänzt werden. Das Lernen während des ganzen Berufslebens ist daher auch in diesem Bereiche als Grundvoraussetzung anzusehen. Infolge der hohen Identifikation des Betriebspersonals mit seiner Tätigkeit wird die Arbeit vom überwiegenden Teil der Bediensteten nicht als „Job“ sondern als **Beruf** angesehen. Die große Verantwortung, die auf diesen Bediensteten liegt, sollte auch in der Öffentlichkeit eine entsprechende Anerkennung finden, was sich letztendlich auch in der finanziellen Abgeltung niederschlagen sollte. Neben den bereits angeführten Fortbildungsmaßnahmen wird es zudem erforderlich sein, für Spezialthemen Zusatzseminare bzw. Kurse je nach Bedarf anzubieten. Bereits jetzt haben viele verantwortliche Betriebsleiter von Kläranlagen das diesbezügliche Angebot des ÖWAV wahrgenommen.

Aus den Ausführungen geht hervor, dass es sich bei der Arbeit des Betriebspersonals von Abwasserreinigungsanlagen um eine überaus **verantwortungsvolle** Tätigkeit im Rahmen des Umweltschutzes handelt. Diese Tätigkeit ist sehr interessant, vielseitig, umfasst mehrere Fachgebiete, wobei **Zuverlässigkeit, überdurchschnittliches Engagement und Identifikation mit der ausgewählten Aufgabe** erforderlich ist. Auf Grund der Auswertung der Investitionskosten in diesem Bereich erkennt man, dass pro Klärwärter-Arbeitsplatz Baukosten von ca. 1 bis 2 Mio. € entfallen. Dies liegt etwa in der Höhe der durchschnittlichen Investitionskosten eines Industriearbeitsplatzes. Für die verantwortliche Leitung eines derartigen Bereiches ist es in der Industrie aber bereits seit Jahren selbstverständlich, dass hierfür nur bestens geeignetes und entsprechend ausgebildetes Personal eingesetzt wird (Facharbeiter, Meister, etc.), um die Investitionen auch **bestmöglich nutzen** zu können. Unter Berücksichtigung der erforderlichen Kenntnisse und Fertigkeiten sowie der übertragenen Verantwortung für den Betrieb der Anlage ist es durchaus gerechtfertigt, den Klärwärter gleichwertig in den Gesamtbereich der Wirtschaft einzugliedern. Er müsste hier - je nach Ausbildungsstand - analog zur nunmehrigen Berufsbezeichnung in Deutschland - als **Fachkraft für Abwassertechnik** bzw. als **Umwelttechniker** selbst eingestuft werden.

7 Literatur

- ATV-DVWK (1998) Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen. ATV-DVWK – M 271.
- Baumgart, H.C. (1996) Qualifikation und Weiterbildung von Mitarbeitern von Abwasseranlagen. ATV-Schriftenreihe Band 04. GFA, Hennef.
- BMfWA (1992) Einrichtung des Lehrberufes Recycling- und Entsorgungstechniker als Ausbildungsversuch. BGBl. 585/1992.
- DWA (2005) Anforderungen an die Qualifikation und an die Organisation von Betreibern von Abwasseranlagen. DWA-M 1000.
- DWA (2005) Technisches Sicherheitsmanagement (TSM) – Leitfaden Abwasserentsorgung (278 Fragen).
- v.d.Emde, W. (1969) Klärwärtergrundkurs. Wiener Mitteilungen, Band 3.
- Kroiss, H. (1991) Klärwärterausbildung im Anpassungsprozess an steigende Anforderungen. Wiener Mitteilungen, Band 98, K 1-19.
- Kroiss, H. (1994) Klärwärtergrundkurs, 2. Auflage, Wiener Mitteilungen, Band 114.

- Kroiss, H. (2007) Betrieb von Kläranlagen – Grundkurs. Wiener Mitteilungen, Band 202.
ÖWAV (1993) Kläranlagen-Nachbarschaften 1992/93.
Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 1.
ÖWAV (1997) Der Klärfacharbeiter - Berufsbild, Ausbildungsplan und Prüfungsordnung.
ÖWAV-Regelblatt 15, 2. Auflage.
ÖWAV (2006) Aus- und Fortbildung für das Betriebspersonal von Abwasseranlagen.
Folder ÖWAV, 2. Auflage.
ÖWAV (2008) Personalbedarf für den Betrieb kommunaler biologischer Kläranlagen.
ÖWAV - Merkblatt, vor Drucklegung.
ÖWWV (1978) Das Fachpersonal auf Abwasserreinigungsanlagen - Merksätze
für Gemeinden und Abwasserverbände. ÖWWV-Regelblatt 2.
ÖWWV (1982) Die Ausbildung von Klärwärtern auf Lehrkläranlagen.
ÖWWV-Arbeitsbehelf 1.
ÖWWV (1984) Der Klärfacharbeiter - Berufsbild, Ausbildungsplan und
Prüfungsordnung. ÖWWV-Regelblatt 15.
ÖWWV (1991) Kläranlagen-Nachbarschaften in Österreich - ein Beitrag zur Reinhaltung
der Gewässer. ÖWWV-Arbeitsbehelf 8.
ÖWWV (1991) Leistungsbeurteilung und Leistungsvergleich von
Abwasserreinigungsanlagen - Bestimmung von Leistungskennzahlen. ÖWWV-
Arbeitsbehelf 9.
Spatzierer, G. (1982) Die Klärwärterausbildung in Österreich. Wiener Mitteilungen,
Band 49, 311-335.
Spatzierer, G. (1982) Leitfaden für die Klärwärterausbildung auf Lehrkläranlagen.
ÖWWV-Arbeitsbehelf 1.
Spatzierer, G (1996) Betrieb, Wartung, Überwachung, Betriebsorganisation von
Kläranlagen, Kläranlagen-Nachbarschaften. Wiener Mitteilungen, Band 130,
393 - 418.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Gerhard Spatzierer
Amt der Burgenländischen Landesregierung
Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft
Europaplatz 1
A-7000 Eisenstadt

Tel.: 0043/57600-2500

Fax: 0043/57600-2789

E-Mail: gerhard.spatzierer@bgld.gv.at

Abwasserreinigung aus der Sicht der Trinkwasserversorgung

Fritz H. Frimmel, Gudrun Abbt-Braun

Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe

Abstract: Über den Nutzungszyklus sind die Abwasserreinigung und die Trinkwasserversorgung eng miteinander verbunden. Die Forderungen nach energieeffizientem und nachhaltigem Handeln in beiden Bereichen machen die Entwicklung gemeinsamer Strategien unverzichtbar. An Hand von Beispielen aus den Bereichen der Eutrophierung, der persistenten (biologisch langlebigen) und physiologisch (toxikologisch) wirksamen Stoffe sowie pathogener Mikroorganismen wird gezeigt, wie Bestimmung, Charakterisierung und technische Entfernung von Verunreinigungen den Weg zu sicherem Trinkwasser erschließen. Der Einsatz moderner Methoden der Spurenanalyse und Diagnose ist hierbei ebenso unverzichtbar wie die Weiterentwicklung von technischen Trennverfahren (z. B. mit Membranen) und Abbaumethoden (z. B. durch Oxidation und Mikrobiologie) sowie ihre intelligente Kombination.

Key Words: Trinkwasserverordnung (TWVO), Nutzungszyklus, Wasserverunreinigungen, Eutrophierung, Denitrifizierung, persistente Stoffe, Arzneimittel, Toxizität, Mikroorganismen, Wassertechnik

1 Nutzungszyklus

Der Gebrauch von Wasser setzt eine nutzungsspezifische Wasserqualität voraus. Das natürliche Grundwasser kann - angemessenen Schutz vorausgesetzt - vielfach direkt nach seiner Erschließung für menschliche Zwecke, z. B. als Trinkwasser, genutzt werden (Frimmel, 1999; Gordalla und Frimmel, 1999). Die Wassernutzung führt in der Regel zu einer Verschlechterung der Wasserqualität mit erhöhten Temperaturen und Konzentrationen an Wasserinhaltsstoffen. Diese erhöhten Konzentrationen gilt es mit Hilfe von Kläranlagen und anderen technischen Maßnahmen zu verringern, um das behandelte Wasser wieder in den

hydrologischen Kreislauf zurückzuführen oder wieder zu verwenden (Abbildung 1).

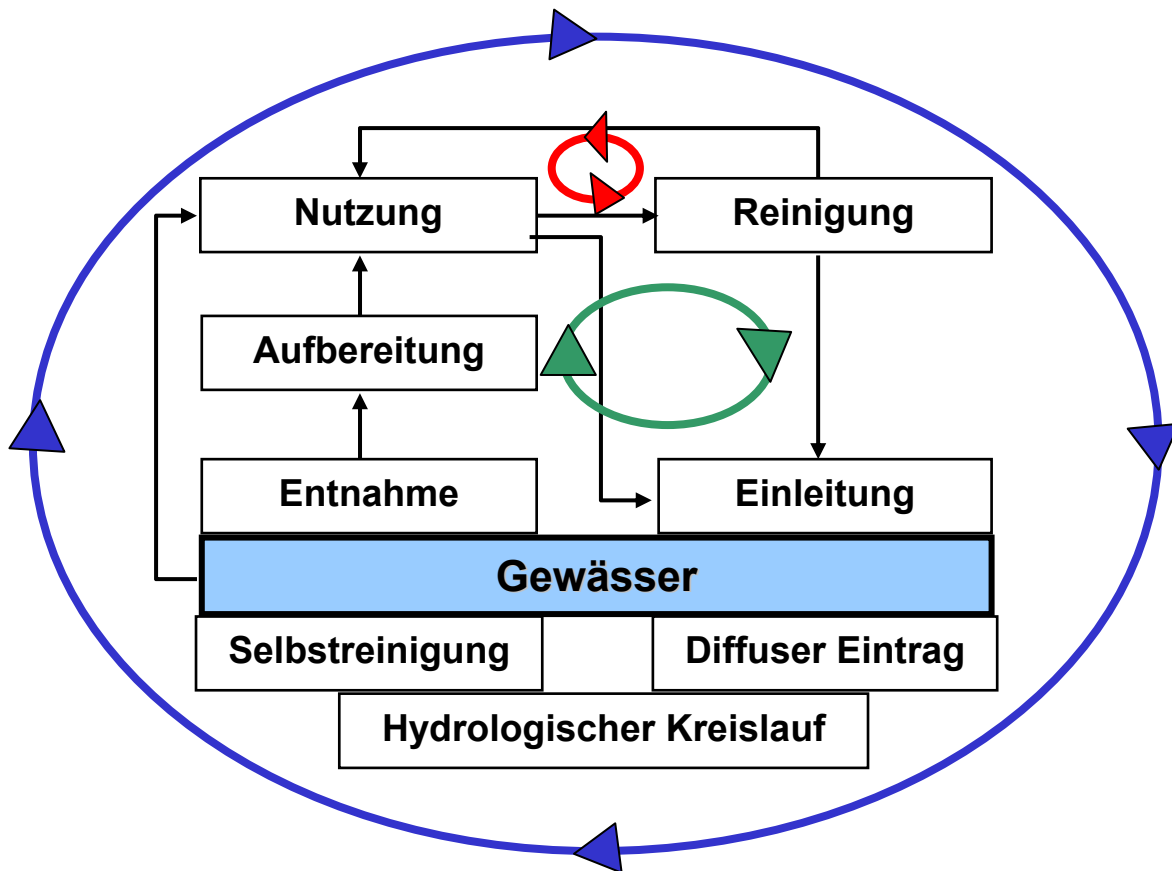


Abbildung 1: Nutzungszyklus innerhalb des hydrologischen Kreislaufs

Die unterschiedlichen, bei der Nutzung des Wassers eingetragenen (Schad-) Stoffe spiegeln historisch die industrielle Aktivität der Menschen wider. Stoffliche Wasserbelastung, analytische Methodenentwicklung, Problembewusstsein und Handlungskonsequenzen gehen dabei Hand in Hand und bedingen sich teilweise gegenseitig. So finden sich die Wellen der nutzungsbedingten Wasser- und Gewässerbelastungen z. B. auch in den Parametern des Abwasserabgabengesetzes (Koppe und Stozek, 1999) (Abbildung 2).

Production • Application • Life Cycle

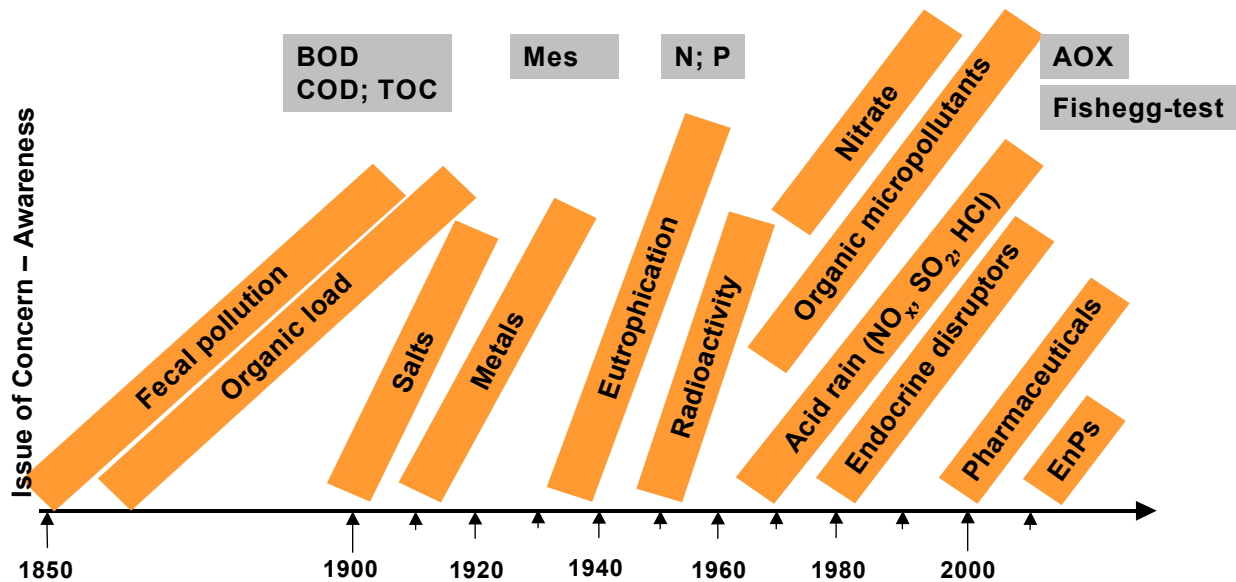


Abbildung 2 Historische Abfolge der aus der industriellen Entwicklung resultierenden Belastungswellen der Gewässer

Für die Einleitung industrieller und gewerblicher Schmutzwässer in die öffentliche Kanalisation gibt es darüber hinaus Anforderungen, die in der Abwasserverordnung und in den Richtwerten der einschlägigen Arbeitsblätter festgelegt sind (Klopp, 1999). Die Wasserrahmenrichtlinie der EU zielt auf gesamte Wassereinzugsgebiete und fordert mindestens "gute Wasserqualität" (Wasserrahmenrichtlinie, 2000). Von der Wasserrahmenrichtlinie spannt sich die wasserqualitätsrelevante Brücke der Gesetze und Richtlinien bis zur Trinkwasserverordnung (Trinkwasserverordnung, 2001).

Trinkwasser ist das wichtigste, durch nichts zu ersetzende Lebensmittel. Dieser einzigartigen Rolle gemäß dienen seine Grenzwerte, die meist auf humantoxikologischer Basis stehen, als Orientierung auch für die quantitativen Beurteilungsgrößen der Gewässer- und Abwasserqualität. Tabelle 1 zeigt die Anhänge der Trinkwasserverordnung, in denen Grenz- und Richtwerte sowie andere quantitative Kenngrößen enthalten sind. Viele der organischen und

anorganischen Grenzwerte liegen im Konzentrationsbereich von $\mu\text{g/L}$ (Millionstel Gramm pro Liter), einige darunter.

Tabelle 1 Anlagen der Trinkwasserverordnung (21. Mai 2001)

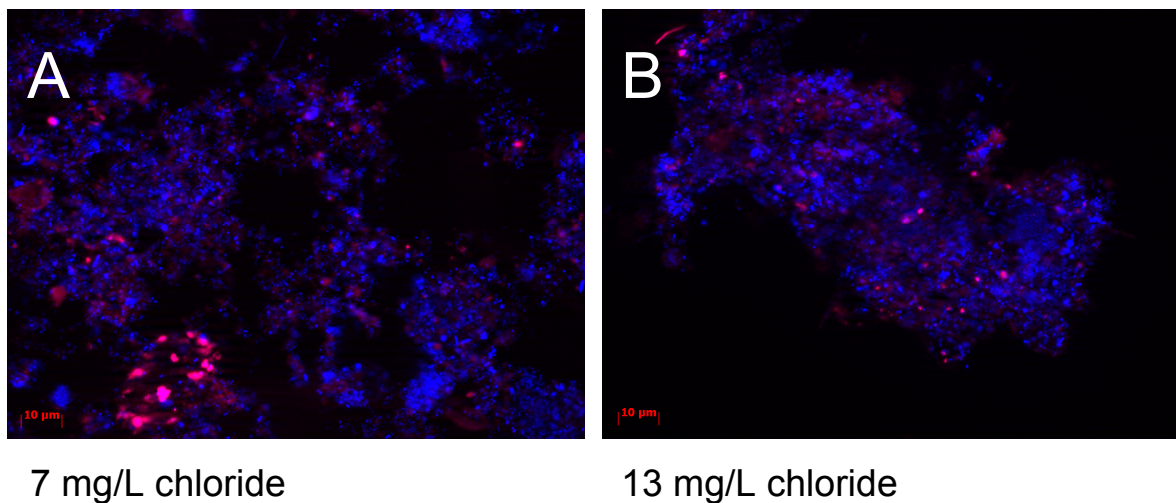
Anlagen der Trinkwasserverordnung
1. Mikrobiologische Parameter
2. Chemische Parameter
3. Indikatorparameter
4. Umfang und Häufigkeit der Untersuchungen
5. Spezifikationen für die Analyse der Parameter
6. Mittel für die Aufbereitung in besonderen Fällen

Es ist das Ziel dieses Beitrags, an einigen Beispielen die kausalen Zusammenhänge zwischen Abwasser und Trinkwasser aufzuzeigen, um damit der Entwicklung einer nachhaltigen Wassernutzung zu dienen.

2 Eutrophierung

Nährstoffe, die bei der Abwasserreinigung nicht entfernt werden und damit in die Gewässer gelangen, tragen zu ihrer Eutrophierung bei. Es sind vor allem Substanzen, die Stickstoff und/oder Phosphor enthalten wie Nitrat (Trinkwasser-Grenzwert (TW-GW): 50 mg/L), das mit ihm über Redoxprozesse zusammenhängende Nitrit (TW-GW: 0,5 mg/L), Harnstoff oder ortho-Phosphat. Als Erscheinungsform der Eutrophierung ist das Algenwachstum für die Wasserqualität besonders nachteilig, da der mikrobielle Abbau von lebender und abgestorbener Algenmasse Sauerstoff zehrt und zu anaeroben Reaktionen und Fäulnisprozessen mit Schwefelwasserstoffentstehung führen kann (Klopp, 1999). Außerdem können bei Algenblüten altenbürtige Schadstoffe freigesetzt werden, die, wie z. B. die Mikrozystine, ein hohes toxisches Potenzial besitzen (Chorus und Bartram, 1999) und, wie Geosmin und iso-Borneol, geruchs- und

geschmacksintensiv unangenehm in Erscheinung treten (Eutrophierung). Die effektive Stickstoff- und Phosphatentfernung in Kläranlagen besitzt somit einen hohen Stellenwert. Um sie effektiv zu gestalten gilt es, die optimalen Rahmenbedingungen für die Mikroorganismen zu ergründen, die maßgeblich an den stofflichen Umsetzungen der Nitrifikation und Denitrifikation beteiligt sind. Mit der fluoreszenz(induzierten) in situ Hybridisierung (FISH) steht eine Methode zur Verfügung (Schramm et al., 1996, Amman, 2002), die es z. B. erlaubt, Populationsverteilungen von Nitrifizierern bei Störungen durch abwasserrelevante toxische Stoffe sowie Salzschübe zu bestimmen. Umsatzänderungen von Nitrit, Nitrat und Ammonium, wie sie für verschiedene Chloridkonzentrationen resultieren, sind in Abbildung 3 gezeigt.



**(A) low and (B) high chloride concentration:
nitrite-oxidizing bacteria (*Nitrosomonas*, bright spots)
all cells (DAPI, medium grey)**

Abbildung 3 Änderungen der Ammonium-, Nitrit- und Nitratkonzentrationen im Biofilm eines Reaktors, der mit Abwasser betrieben wurde, dem im Zulauf unterschiedliche Salzkonzentrationen (NaCl) zugesetzt waren

Es ist interessant anzumerken, dass sich bei den Untersuchungen ausgewählte Pharmaka (bis zu 100 g/L) nur unwesentlich auf die Population und ihre Umsätze auswirkten (Ter Haseborg und Frimmel, 2007).

3 Persistente organische Stoffe (ROCs)

Kläranlagenabläufe enthalten vielfach beachtliche Konzentrationen gelöster persistenter Stoffe. Sie spiegeln sich in zu hohen CSB-Werten wider. Der CSB besitzt zwar kein echtes Pendant bei den Trinkwasser-Parametern, steht aber für die Restmenge an organischen Stoffen, die wegen ihrer biologischen Langlebigkeit kritisch zu betrachten ist. Es konnte gezeigt werden, dass "refraktäre" Stoffe, deren CSB oder auch DOC sich nicht ändert, keinesfalls immer unreaktiv sind und ihre Struktur ändern können. CSB und DOC sind summarische Parameter und dürfen somit nicht überinterpretiert werden. Zum Verständnis ihres dynamischen Verhaltens ist eine weitergehende stoffliche Charakterisierung notwendig. Abbildung 4 zeigt Messergebnisse, wie sie mit Hilfe der Größenausschlusschromatographie (SEC) mit mehrdimensionaler Detektion (OC, UV) erhalten wurden (Huber und Frimmel, 1992; Müller et al., 2000).

Wie sich aus der Größe der Fraktionen bei den chromatographischen Retentionszeiten ergibt, zeigt der DOC des Zu- und Ablaufs eine deutlich unterschiedliche Molekülgrößenverteilung. Auch für die chromatographische Spur des organisch gebundenen Stickstoffs (ON) ergeben sich deutliche Unterschiede im Molekülgrößenmuster (Hesse und Frimmel, 1999; Hesse et al., 1999). Die refraktäre Stofffamilie (ROCs) in den Kläranlagenabläufen zeigt im Vergleich zu den refraktären Substanzen des geogenen Huminstofftyps, wie sie in zivilisatorisch unbelasteten Gewässern vorliegen, deutlich höhere Stickstoffgehalte und höhere Anteile an relativ kleinen Molekülen. Das ist für das Verhalten der organischen Wasserinhaltsstoffe bei technischen Reinigungsschritten wie Adsorption, Filterung, Membrantrennung oder Oxidation und Desinfektionsreaktionen (Barett et al., 2000) entscheidend - sei es im Bereich der Abwasserbehandlung oder bei der Trinkwasseraufbereitung. Auch die naturnahen Prozesse im Gewässer werden von diesen Strukturmerkmalen deutlich abhängen (Frimmel et al., 2002). Sie umfassen nicht nur die biochemischen Umsetzungen der ROCs, sondern auch ihre Fähigkeit, mit anderen organischen und anorganischen Wasserinhaltsstoffen Komplexe zu bilden und eine Vehikelfunktion zu übernehmen. Die Kontrolle

und eine weitere Verringerung des Ausstoßes refraktärer Stoffe aus Kläranlagen gehört zu den großen technischen Herausforderungen der Abwassertechnik.

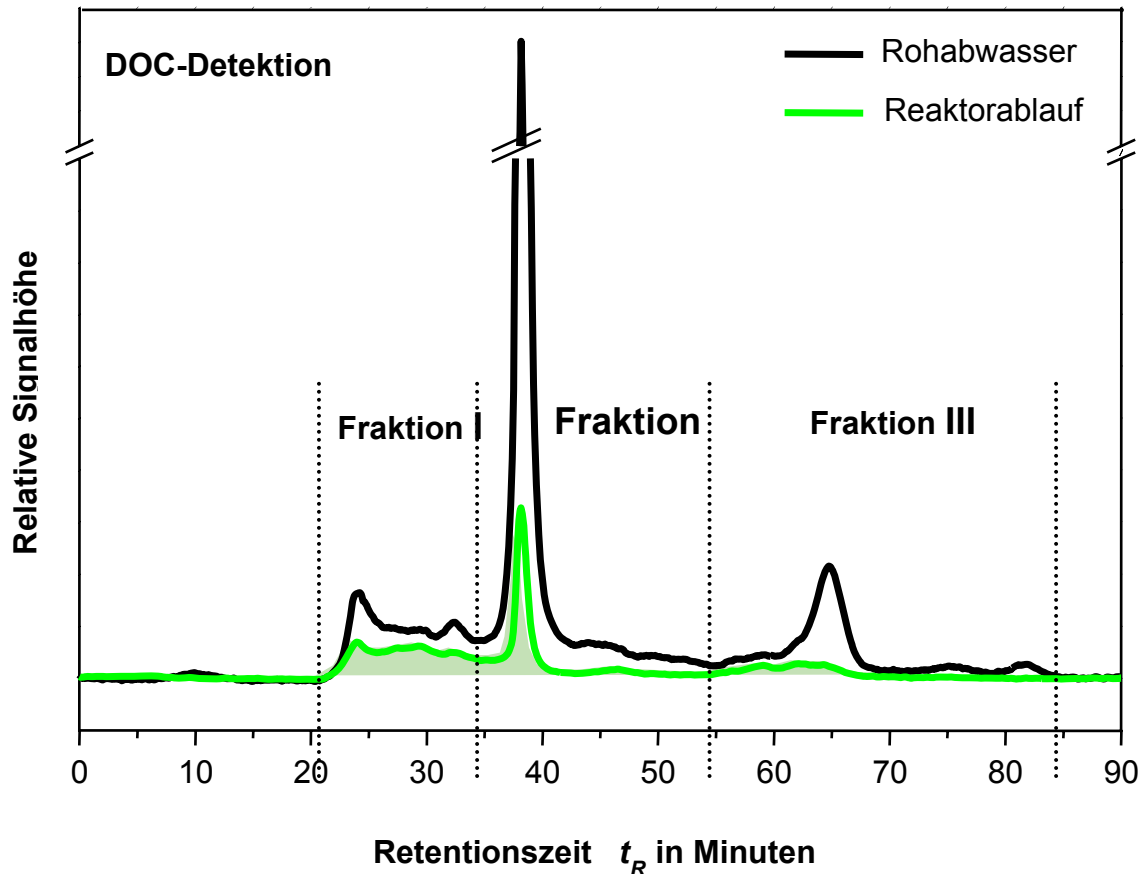
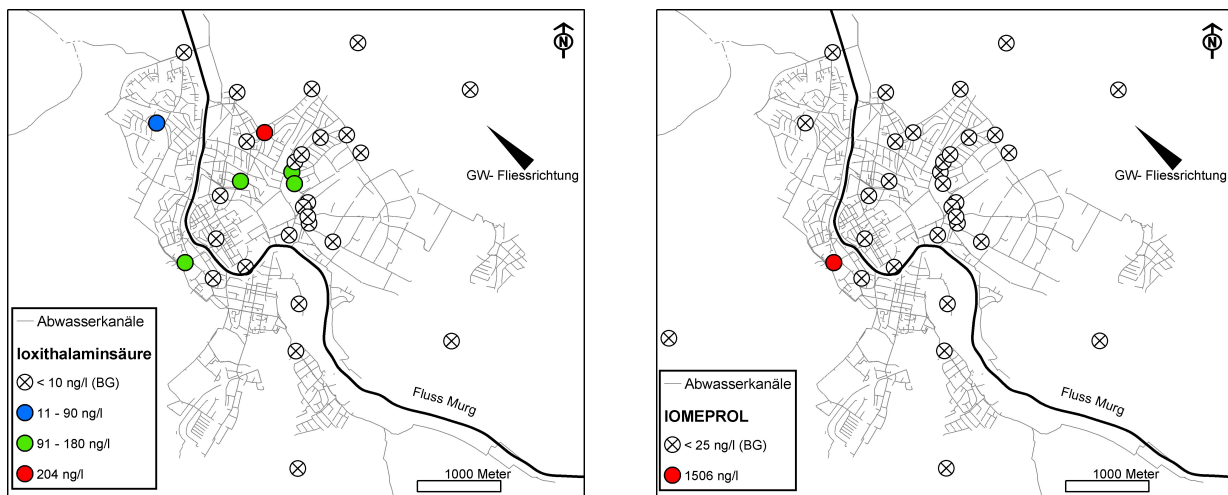


Abbildung 4 Größenausschlusschromatographie mit Detektion des organischen Kohlenstoffs (OC) im Zu- und Ablauf eines Biofilmreaktors (Mischpopulation aus einer Belebungsanlage, Abwasser: 19,5 mg/L DOC, Reaktorablauf: 4,7 mg/L DOC, 14,8 mg/L BDOC) **Physiologisch wirksame Stoffe**

In anbetracht des vielseitigen physiologischen Wirkungsspektrums der Wasserinhaltsstoffe nimmt sich der Fisch-Ei-Test im Abwasserabgabengesetz als einziger Parameter mit direktem Wirkungsbezug heute recht bescheiden aus, wiewohl der damalige Weitblick der Eltern des Gesetzes beachtlich ist. Die Trinkwasser-Verordnung verzichtet völlig auf diese Art von wirkungsorientierter Beurteilungskriterien, wobei hier natürlich die Vielzahl der zu beurteilenden Parameter und ihre Werte samt den toxikologisch begründeten

Sicherheitsfaktoren beeindruckt. In jüngster Zeit wurden Methoden entwickelt und es liegen erste Erkenntnisse vor, die es erlauben, bis in den Konzentrationsbereich von Milliardstel Gramm pro Liter (ng/L) Ursachen und biologische Wirkungen zu verbinden. Pharmaka und medizinische Diagnostika sind hierfür ein gutes Beispiel (Frimmel und Müller, 2006). Human-toxikologisch unbedenkliche iodierte Röntgenkontrastmittel haben sich als ideale Tracer erwiesen, um den aquatischen Weg auch anderer Pharmaka-Produkte, die über Ausscheidungen oder wilde Entsorgung in die Umwelt gelangen, nachzuzeichnen (Putschew et al., 2000). Wie Abbildung 5 zeigt, lassen sich mit diesen gut wasserlöslichen und biologisch kaum abbaubaren Tracern auch Leckagen im Abwasserkanalnetz erfassen (Abbt-Braun et al., 2006).

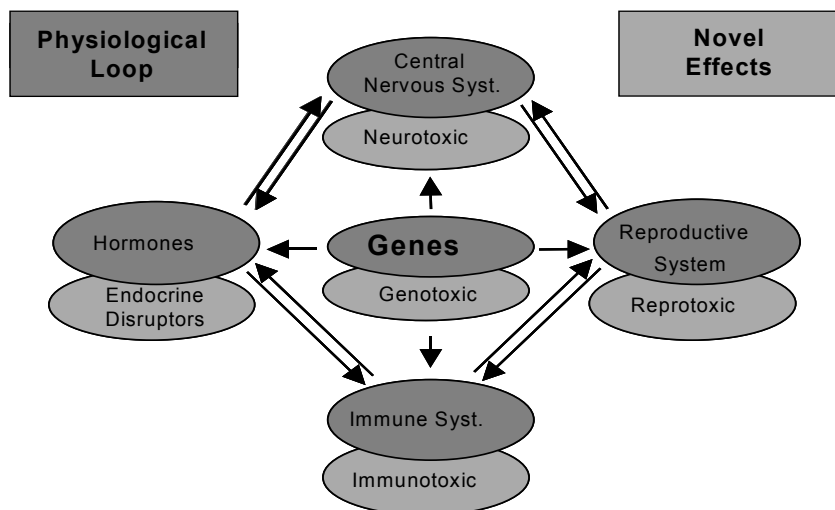


With kind permission of Prof. Hötzl, Univ. Karlsruhe (TH)
Abbildung 5
Röntgenkontrastmittel im Grundwasser eines städtischen
Siedlungsgebiets

Die Konzentrationen, in denen Arzneimittel in der aquatischen Umwelt erscheinen, sind sehr niedrig, so dass eine akut toxische Wirkung auszuschließen ist (Reemtsma und Jekel, 2006). Mögliche Langzeiteffekte, vor allem auch bei gleichzeitig vorhandenen anderen Wirkstoffen (Wirkungscocktail) sind aber noch weitgehend unerforscht. Vereinzelt liegen erste Ergebnisse vor, die beispielsweise für Einzelsubstanzen endokrine Wirkungen im ng/L-Bereich nachweisen. Ein hierfür geeignetes Testsystem wurde von Routledge und Sumpter (1996) entwickelt. Es nutzt eine Hefezelle, in der ein Rezeptor die östrogen wirksame Zielsubstanz bindet und in der durch eine Reihe an Reaktionen enzymatisch ein Farbstoff abgespaltet wird, der quantitativ vermessen wird. Neben der Erfassung endokriner Effekte stehen auch andere

Wirkungen, die eine mehrdimensionale humantoxikologische Bewertung erlauben (Abbildung 6).

Die Zuordnung und Quantifizierung spezifischer Wirkungen erlaubt eine umfassende physiologische Beurteilung von Stoffen und Stoffgemischen. Damit eröffnet sich eine Strategie, die es erlaubt, technische Verfahren nicht nur nach dem Prinzip der Stoffumsätze, sondern nach dem der stofflichen Wirkung einschließlich der Metabolika zu beurteilen.



dark grey: Physiological loops in (higher) organisms
grey: Novel effects of harmful pollutants

Abbildung 6 Mehrdimensionale humantoxikologische Stoffcharakterisierung (nach Grummt, 2006)

5 Pathogene Mikroorganismen

Bei der Trinkwasserversorgung hat die hygienische Sicherheit absoluten Vorrang. Bei den Kriterien hierzu sind *Escherichia coli* (*E. coli*: Null in 100 mL) von zentraler Bedeutung. Sie gelten als Indikatorkeime für den Wasserkontakt mit Ausscheidungen von Warmblütern (Grohmann et al., 2003) und werden ergänzt durch Enterokokken, coliforme Bakterien sowie *Pseudomonas aeruginosa* (TW-GW: Null in 100 mL bzw. Null in 250 mL). In den letzten Jahrzehnten wurden außer den Bakterien auch die meist etwas größeren

Parasiten (z. B. Giardia, Cryptosporidien) sowie die kleineren Viren (z. B. Noro-Virus, Entero-Virus) identifiziert und als Ursache für wasserbürtige Epidemien erkannt. In Kläranlagenabläufen ist mit bis zu 250 PFU/L (Plaque-bildende Einheiten) rechnen (Fleischer et al., 2000). Die Mikroorganismen kommen in der Regel zusammen mit Trübstoffen vor und können als Mikro- bzw. Nanopartikel im Verbund mit ihnen durch Filter aus dem Wasser entfernt werden. Hierbei hat in den letzten 20 Jahren die Membrantechnik einen großen Aufschwung genommen. Je nach effektiver Porenweite und Trennleistung lassen sich Mikro-, Ultra- und Nano-Filtration sowie Umkehrosmose (Melin und Rautenbach, 2003) unterscheiden (Abbildung 7).

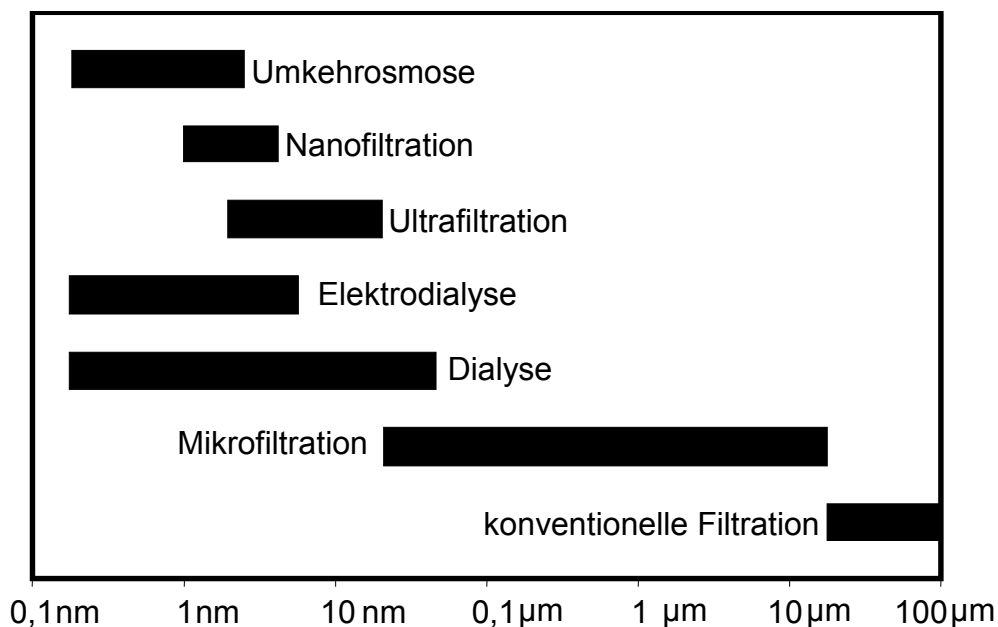


Abbildung 7 Membranverfahren und ihre Trennleistung

Die Bildung von Biofilmen auf den Membranen (Membranfouling) ist eine Erscheinung, die gemeinsam mit der Deckschichtbildung durch anorganische und organische Wasserinhaltsstoffe die Standzeiten von Membranmodulen stark einschränken kann. Der Einsatz von Vorfiltern, die sequenzielle Anordnung von Filtern mit unterschiedlichen Porenweiten und die Verwendung von Querstrommodulen bringen hier bessere Ergebnisse.

6 Entwicklungstendenzen

Bei der Abwasserbehandlung werden Vorkommen und Verhalten persistenter Wirkstoffe noch sehr unzureichend beachtet. Das führt zu der Forderung, auch für sie einen Abbauweg zu beschreiten, der von minimiertem Energieeinsatz und optimierter Ausbeute bestimmt wird. Der mögliche photokatalysierte Abbau von Iomeprol mit TiO_2 ist hierfür ein Beispiel. Kurze Reaktionszeiten und die Nutzung von Sonnenlicht sind ebenso attraktiv wie der schnelle biochemische Abbau der photokatalytisch entstehenden Zwischenprodukte (Doll und Frimmel, 2005) (Abbildung 8).

Für die Abwasserbehandlung ergibt sich daraus die Möglichkeit, biologisch schlecht abbaubare Wirkstoffe zunächst - möglichst am Ort des Anfallens - physikalisch-chemisch anzuknacken, bis sie die Wirkung verlieren und/oder einem raschen biologischen Abbau zugänglich sind. Dezentrale Abwasserbehandlung steht also auch hier ganz vorne.

Bei der weitergehenden Abwasserreinigung kann dem Einsatz von Membranfiltern nicht nur in Form von Membranbioreaktoren, sondern auch zur finalen Verringerung der Trübstoffe und Mikroorganismen im Ablauf klassischer Anlagen eine große Zukunft vorhergesagt werden. Dabei wird - vor allem auch im internationalen Zusammenhang - die Desinfektion mit chemischen Mitteln und mit UV-Strahlung weiter voranschreiten. Beim Einsatz chemischer Desinfektionsmittel ist aber das unvermeidliche Entstehen von Desinfektionsnebenprodukten (vom AOX bis zu den Trihalogenmethanen) zu beachten.

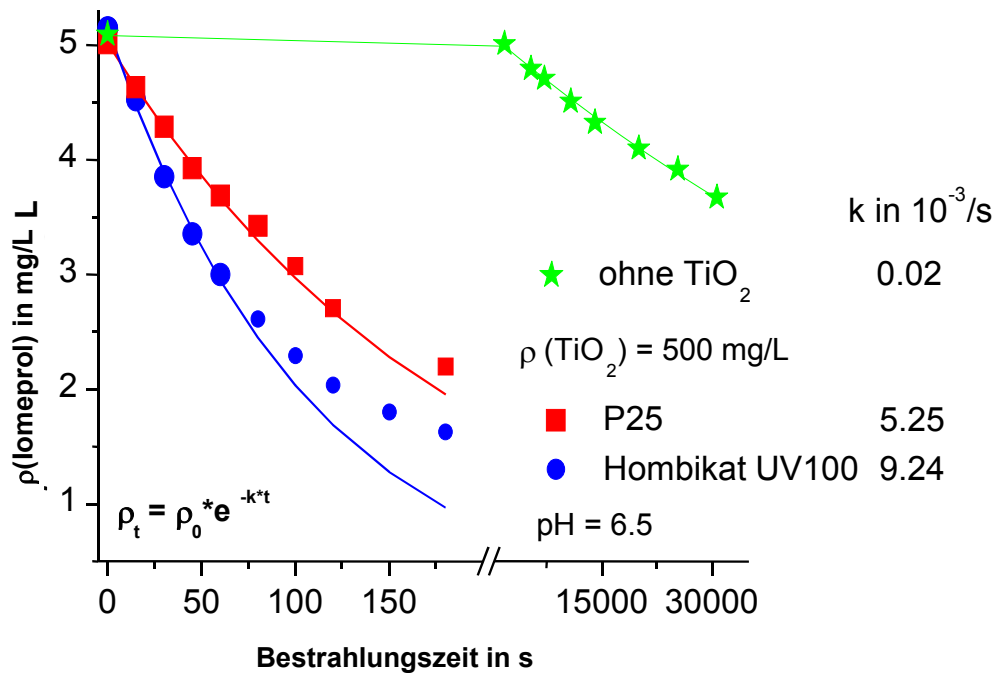


Abbildung 8 Photolytischer und photokatalytischer Abbau von Iomeprol mit Sonnenlicht und TiO_2 als Photokatalysator

Fazit: Die Abwasserreinigung kann aus den reichen Erfahrungen, die im Bereich der Wasseraufbereitung zu Trinkwasser vorliegen, profitieren.

Beide Bereiche vereint die Notwendigkeit einer aus hygienischer Sicht sicheren und energieeffizienten Wassertechnik.

Hierzu sind im Abwasser- wie im Trinkwasserbereich maßgeschneiderte Trennverfahren einzusetzen und zu entwickeln (z. B. Membrantechnik, Bioanreicherung).

Zum Abbau von Wasserinhaltsstoffen einschließlich persistenter polarer (Mikro-)Verunreinigungen ist eine intelligente Kombination aus physikalisch-chemischer Oxidation und mikrobieller Mineralisierung (Hybridverfahren) vielversprechend.

Wo immer möglich sind stoffliche Kreisläufe zu schließen, dabei wird beim Abwasser die stoffliche Wiederverwendung, beim Trinkwasser das Multi-barrierensystem im Vordergrund stehen.

Je enger beide Bereiche zusammenrücken, umso klarer wird sich das Ziel einer nachhaltigen Gewässernutzung definieren lassen.

7 Literatur

- Abbt-Braun, G., Glauner, T., Brinkmann, T., Hesse, S., Hörsch, P., Frimmel, F. H. (2006): Abwasser im Grundwasser? Identifizierung der Abwasserexfiltration aus Kanalleckagen mit chemischen Summenparametern und organischen Spurenstoffen. In : DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Eds.): Undichte Kanäle-(k)ein Risiko? Gemeinschaftstagung 11./12. Oktober 2006 Frankfurt, 60-72.
- Amann, R. (2002): Molekulare Populationsanalyse von Mikroorganismen. In: Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd. 23, Bedeutung der Mikroorganismen für die Umwelt, Bayerische Akademie der Wissenschaften, Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München, 31-40.
- Barrett, S. E., Krasner, S. W., Amy, G. L. (Eds.) (2000): Natural Organic Matter and Disinfection By-Products – Characterization and Control in Drinking Water. ACS Symposium, 761.
- Chorus, I. und Bartram, J. (Hrsg.) (1999): Toxic Cyanobacteria in Water. E & FN Spon, London and New York.
- Doll, T. E., Frimmel, F. H. (2005): Removal of selected persistent organic pollutants by heterogeneous photocatalysis in water. *Catalysis Today* 101, 195-202.
- Fleischer, J., Schlafmann, K., Otchwemah, R., Botzenhart, K. (2000): Elimination of enteroviruses, other enteric viruses, F-specific coliphages, somatic coliphages and E.coli in four sewage treatment plants of southern Germany. *Journal of Water Supply, Research and Technology – AQUA*. 49, 127-137.
- Frimmel, F. H. (1999): Trinkwasserversorgung. In: Frimmel, F. H. (Hrsg.): Wasser und Gewässer. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, 325-366.
- Frimmel, F. H., Müller, M. B., (Hrsg.) (2006): Heil-Lasten. Springer-Verlag Berlin.
- Frimmel, F. H., Abbt-Braun, G., Heumann, K. G., Hock, B., Lüdemann, H.-D., Spitteller, M., (Hrsg.) (2002): Refractory Organic Substances in the Environment. Wiley-VCH, Weinheim.

- Gordalla, B., Frimmel, F. H. (1999): Wasserkreislauf und Wassernutzung. In: Frimmel, F. H. (Hrsg.): Wasser und Gewässer. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, 3-28.
- Grohmann, A., Hässelbarth, U., Schwerdtfeger, W. (2003): Die Trinkwasserverordnung. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Grummt, T. (2006): Arzneimittelrückstände in Gewässern – eine Herausforderung für die Toxikologie. In: Frimmel, F. H., Müller, M. B. (Hrsg.): Heil-Lasten. Springer-Verlag Berlin, 73-88.
- Hesse, S., Frimmel, F. H. (1999): Schnelle Charakterisierung der mikrobiellen Eliminierbarkeit von organischen Wasserinhaltsstoffen mit Hilfe von Biofilm-Reaktoren und Kohlenstoff-/Stickstoff-Detektion. Vom Wasser 93, 1-19.
- Hesse, S., Kleiser, G., Frimmel, F. H. (1999): Characterization of refractory organic substances (ROS) in water treatment. Wat. Sci. Tech. 40 (9), 1-7.
- Huber, S. A., Frimmel, F. H. (1992): A New Method for the Characterization of Organic Carbon in Aquatic Systems. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 49, 49-57.
- Klopp, R. (1999): Kommunales Abwasser und seine Behandlung. In: Frimmel, F. H., (Hrsg.): Wasser und Gewässer. Spektrum Akademischer Verlag, 369-444.
- Koppe, P. und Stozek, A. (1999): Kommunales Abwasser. 4. Aufl., Vulkan-Verlag.
- Melin, T. und Rautenbach, R. (2003): Membranverfahren. Springer, Berlin.
- Müller, M. B., Schmitt, D., Frimmel, F. H. (2000): Fractionation of natural organic matter by size exclusion chromatography – Properties and stability of fractions. Environ. Sci. Technol. 34 (23), 4867-4872.
- A. Putschew, S. Wischnack, M. Jekel (2000): Occurrence of tri-iodinated X-ray contrast agents in the aquatic environment. Sci. Total Environ. 255, 129-134.

- Schramm, A.; Larsen, L.H.; Revsbech, N.P.; Ramsing, N.B.; Amann, R.; Schleifer, K.H.; (1996): Structure and function of a nitrifying biofilm as determined by *in situ* hybridization and microelectrodes. Appl. Environ. Microbiol. 62, 4641-4647.
- Ter Haseborg, E., Frimmel, F. H. (2007): Impact of selected pollutants in synthetic industrial wastewater on nitrifying biofilms in fixed bed biofilm reactors - visualized with fluorescence in-Situ hybridization. Analytical Letters 40, 1473-1486.
- Trinkwasserverordnung (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV).
- Reemtsma, T., Jekel, M., (2006): Organic Pollutants in the Water Cycle. Wiley-VCH Verlag, Weinheim.
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Routledge E. J. and Sumpter, J. P. (1996): Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen. Environ. Toxicol. Chem. 15(3), 241-248.

Korrespondenz an:

Prof. Dr. Fritz H. Frimmel
Dr. Gudrun Abbt-Braun

Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe

Engler-Bunte-Ring 1
D-76128 Karlsruhe

Tel ++49 721 6082580
Fax 49 721 699154
eMail fritz.frimmel@ebi-wasser.uni-karlsruhe.de

Bedeutung der Abwasserreinigung für den Gewässerschutz

Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien

Abstract: Gewässerschutz und Abwasserreinigung sind untrennbar miteinander verbunden. Gemeinsam mit dem Anstieg der Anforderungen des Gewässerschutzes und den damit verbundenen Zielvorgaben für die Qualität der Gewässer hat sich die Abwasserreinigung diesen Herausforderungen gestellt und immer neue Verfahrensschritte implementiert. Ziel dieses Artikels ist es, die gültigen Gewässerschutzbestimmungen nach WRG 2003 als nationale Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie und die darauf basierenden Güteziele aufzuzeigen. Weiters soll der Beitrag der Abwasserreinigung zum Gewässerschutz und der aktuelle Stand der Abwasserreinigung in Österreich dokumentiert werden.

Key Words: Abwasserreinigung, Gewässerschutz, Kläranlagen

1 Einleitung

Gewässerschutz und Abwasserreinigung sind untrennbar miteinander verbunden. Obwohl nicht nur Belastungen in Form von Einleitungen menschlicher Abwässer Auswirkungen auf die Gewässer haben, sondern auch Belastungen aus der Fläche eine wesentliche Rolle spielen, konzentrierte sich der Gewässerschutz lange Zeit ausschließlich auf kommunale und industrielle Punkteinleitungen. Der Grund dafür war einerseits, dass historisch gesehen diese Quellen tatsächlich die relevantesten Belastungen im Gewässer darstellten, liegt aber auch in der Tatsache begründet, dass sich durch die lange Tradition in der Abwasserreinigung und dementsprechend etablierter Strukturen sowohl auf gesetzlicher und administrativer Ebene aber auch auf betrieblicher Ebene, der „Zugriff“ auf diese Belastungsquelle einfacher gestaltet als bei diffusen Ursachen.

Historisch gesehen waren die Gründe für die Implementierung der Abwasserreinigung in siedlungswasserwirtschaftliche Konzepte von verschiedenen Motiven getrieben und begannen noch lange vor der Entwicklung eines gesellschaftlichen Umweltbewusstseins. Primär waren es seuchenhygienische Gründe, die zuerst zu einer kontrollierten Abwasserableitung und später zu den ersten Kläranlagen führten. Ein weiterer international gleichermaßen relevanter Aspekt war das Auftreten von massiven Schaumphänomenen in Fließgewässern (Abbildung 1) sowie die Einschränkung landwirtschaftlicher und industrieller Nutzungen infolge einer schlechten Wasserqualität, die zum verstärkten Bau biologischer Kläranlagen führten.



Abbildung 1: Schaumwaten an der Ruhr (Duisburg 1964) (Quelle: www.WDR.de)

Durch die hohe organische Belastung der Gewässer waren sauerstofffreie Gewässer häufig, die Gewässer glichen eher offenen Kanälen denn einem Lebensraum für Gewässerorganismen. Fäulnisprozesse mit Methan und Schwefelwasserstoffbildung waren die Folge.

Durch die Errichtung biologischer Hochlastanlagen zur Kohlenstoffentfernung konnte eine deutliche Verbesserung der Gewässersituation erreicht werden. Im Zuge der Implementierung dieser Anlagen stellte sich jedoch bald heraus, dass

es neben der Kohlenstoffproblematik noch weitere wesentliche Auswirkungen auch derart gereinigter Abwässer auf die Fließgewässer gibt. Es wurde die Ammonium – Ammoniak Thematik schlagend, die zuvor von der Kohlenstoffthematik „überdeckt“ gewesen war. Die stark fischtoxische sowie sauerstoffzehrende Wirkung des Ammoniaks führte zur Implementierung der Nitrifikation in die Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung. Schließlich folgte die Trophiediskussion, die vor allem in touristischen Seeneinzugsgebieten durch das Kippen der Seen eingeleitet wurde und zur Einführung der Phosphorfällung führte. Zu dieser Zeit entwickelte sich auch ein gesellschaftliches Umweltbewusstsein und eine Ökologisierung der Gewässerbetrachtungen, die nicht nur zu einer Implementierung der Denitrifikation führte, sondern auch dazu, dass über den Begriff der „ökologischen Funktionsfähigkeit“ die Gewässer auch verstärkt als Lebensraum aquatischer Lebewesen gesehen wurden. Diese Entwicklung setzte sich konsequent fort und führt zum heute gelebten Gewässerschutz, der eine ganzheitliche Betrachtung des Gewässers als Ökosystem als selbstverständlich ansieht und neben den traditionellen Immissionsbewertungen nunmehr auch morphologische und hydromorphologische Ansprüche stellt.

Bis heute kam es zu einer Parallelentwicklung zwischen den jeweiligen Anforderungen des Gewässerschutzes sowie dessen Zielvorgaben und einer technischen Umsetzung und Implementierung weiterer Reinigungsschritte auf Kläranlagen. Mit einer weiteren Steigerung der Anforderungen aus Betrachtungen des Gewässerschutzes ist die Realisierung weitere Verfahrensschritte auf Kläranlagen oder die Notwendigkeit der Steigerungen der Reinigungsleistung in Hinblick auf spezifische Stoffe auch zukünftig zu erwarten.

2 Gewässerschutz

2.1 Ziele des Gewässerschutzes

Die Ziele des Gewässerschutzes werden in Österreich im § 30 des Wasserrechtsgesetzes (WRG, i.d.F BGBl. I Nr. 82/2003) in Übereinstimmung mit der EU Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 60/2000/EG) definiert und festgeschrieben. Dort heißt es unter anderem:

„Von der nachhaltigen Bewirtschaftung der Gewässer“**„Ziele****§ 30.**

(1) Alle Gewässer einschließlich des Grundwassers sind im Rahmen des öffentlichen Interesses und nach Maßgabe der folgenden Bestimmungen so reinzuhalten und zu schützen,

1. dass die Gesundheit von Mensch und Tier nicht gefährdet werden kann,
2. dass Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes und sonstige fühlbare Schädigungen vermieden werden können,
3. dass eine weitere Verschlechterung vermieden sowie der Zustand der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf ihren Wasserhaushalt geschützt und verbessert werden,
4. dass eine nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen gefördert wird,
5. dass eine Verbesserung der aquatischen Umwelt, ua. durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von besonders gefährlichen Schadstoffen gewährleistet wird.

(4) 1. Unter Reinhaltung der Gewässer wird in diesem Bundesgesetz die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht (Wassergüte), unter Verschmutzung jede Beeinträchtigung dieser Beschaffenheit und jede Minderung des Selbstreinigungsvermögens verstanden.

2. Unter Schutz der Gewässer wird in diesem Bundesgesetz die Erhaltung der typspezifischen natürlichen Beschaffenheit von Oberflächengewässern einschließlich ihrer hydro-morphologischen Eigenschaften und der für den ökologischen Zustand maßgeblichen Uferbereiche sowie der Schutz des Grundwassers verstanden.

3. Verschmutzung ist die durch menschliche Tätigkeiten direkt oder indirekt bewirkte Freisetzung von Stoffen oder Wärme in Luft, Wasser oder Boden, die der menschlichen Gesundheit oder der Qualität der aquatischen Ökosysteme oder der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme schaden können, zu einer Schädigung von Sachwerten führen oder eine Beeinträchtigung oder Störung des Erholungswertes und anderer legitimer Nutzungen der Umwelt mit sich bringen (§ 105).“

„Umweltziele für Oberflächengewässer**§ 30a.**

(1) Oberflächengewässer einschließlich erheblich veränderter und künstlicher Gewässer (§ 30b) sind entsprechend den nachfolgenden Bestimmungen derart zu schützen, zu verbessern und zu sanieren, dass, sofern in einem NGP (§55c) keine abweichenden Regelungen entsprechend § 30e Abs. 1 und 2 getroffen wurden, bis spätestens 22.12.2015 - ausgenommen bei vorübergehenden außerordentlichen Ereignissen (§ 30f), unbeschadet § 104a - ein Zielzustand erreicht und eine Verschlechterung des Zielzustandes verhindert wird.

Der Zielzustand in einem Oberflächengewässer ist dann erreicht, wenn sich der Oberflächenwasserkörper zumindest in einem guten ökologischen und einem guten chemischen Zustand befindet.

Der Zielzustand in einem erheblich veränderten oder künstlichen Gewässer ist dann erreicht, wenn sich der Oberflächenwasserkörper zumindest in einem guten ökologischen Potential und einem guten chemischen Zustand befindet.

(2) Für die Ziele des Abs.1 hat der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft durch Verordnung den Zustand für Oberflächengewässer (Abs. 3) mittels charakteristischer Eigenschaften sowie Grenz-, Mittel- oder Richtwerten näher zu bezeichnen, insbesondere

1. den guten ökologischen Zustand, das gute ökologische Potential sowie die jeweiligen Referenzzustände auf der Grundlage des Anhanges D sowie der Ergebnisse des Interkalibrationsverfahrens festzulegen;
2. für synthetische und nicht-synthetische Schadstoffe den guten chemischen Zustand sowie die chemischen Komponenten des guten ökologischen Zustandes in Form von Umweltqualitätsnormen auf der Grundlage des Anhanges E festzulegen;
3. im Hinblick auf die Abweichungsanalyse die Kriterien, insbesondere für die Ermittlung und Beurteilung der Messergebnisse sowie für eine stufenweise Ausweisung, unter anderem unter Berücksichtigung der natürlichen Bedingungen von Wasserkörpern vorzugeben.

Dabei ist eine Differenzierung insbesondere nach Gewässertypen oder nach der Charakteristik der Einzugsgebiete im gebotenen Ausmaß zu treffen.

Kurz gefasst fordert die EU WRRL - und damit das WRG - die flächendeckende Erreichung eines guten ökologischen und eines guten chemischen Zustandes bis Ende 2015. Der gute ökologische Zustand orientiert sich dabei an typspezifischen Referenzzuständen (siehe etwa Moog et al 2008, Pfister 2007, Kreuzinger 2007), was veranschaulicht bedeutet, dass die Anforderungen an die biologischen Qualitätselemente der Gewässergüte etwa für ein inneralpines Gewässer anders definiert sind als für ein Flachlandgewässer oder ein Gewässer im Granit und Gneishochland. Dieser Ansatz bedeutet eine wesentliche Erweiterung der Betrachtungen vor 2003, da vor Inkrafttreten des WRG 2003 der einheitliche Zielzustand auf eine biologische Gewässergüte von II auf Basis des Makrozoobenthos sowie die ökologischen Funktionsfähigkeit beschränkt war. Im aktuellen Ansatz steht über die Festlegung der Schutzziele in Form des guten ökologischen Zustands das gesamte Gewässer mit seinen biotischen und abiotischen Komponenten und deren Wechselwirkungen im Mittelpunkt des Gewässerschutzes. Der neue Ansatz beinhaltet

- Eine stark ökologische Ausrichtung
- Einen typspezifischen Ansatz
- Einen flächendeckender Ansatz
- Einen länderübergreifender
- Einen einzugsgebietsbezogener Ansatz
- Ein Verschlechterungsverbot

Diese Verbreiterung des Schutzzieles sowie die Implementierung einer typspezifischen Betrachtung machte die Entwicklung neuer Erhebungs- und Bewertungsmethoden notwendig, die einerseits ein Umdenken von der bis dato durchgeführten klassischen Methode notwendig machen und zusätzlich eine gewisse Diskontinuität in der klassischen Darstellung der Gewässergüte in Form der traditionellen Gewässergütekarten verursachen, da nun nicht mehr die saprobiellen Gütedaten alleine, sondern eine Vielzahl biologischer Bewertungskriterien anzuwenden sind, die nach dem „worst case“ Prinzip für die Bewertung des Gewässers herangezogen werden. Die Anwendung des „worst case“ Prinzips bedeutet, dass die jeweils schlechteste Einzelbewertung für die Gesamtbewertung des Gewässerabschnittes herangezogen wird.

2.2 Beurteilungskriterien

Wie oben erwähnt, führte das WRG 2003 als Umsetzung der EU-WRRL in nationales Recht zur Änderung der Beurteilungskriterien für den Gewässerzustand als Basis des Gewässerschutzes.

Als Ziele des Gewässerschutzes standen im WRG-alt folgende Beurteilungsgrundlagen bzw. Zielvorgaben zur Verfügung:

- Biologische Gewässergüte (Saprobienindex Makrozoobenthos) von II
- Die Emissionsverordnungen
- Der Entwurf der Immissionsverordnungen
- ÖNORM M6232 über die Ökologische Funktionsfähigkeit

Im WRG 2003 werden die Ziele für die Oberflächengewässer (Erreichung des guten ökologischen – und guten chemischen Zustandes bis 2015) mit folgenden Beurteilungsgrundlagen verknüpft:

- Umweltqualitätsnorm (UQN) zur Beschreibung des guten chemischen Zustands für gemeinschaftsrechtlich geregelte Schadstoffe gemäß § 4 Abs. 1 (BGBl. II Nr. 96/2006)
- „Qualitätszielverordnung Ökologie“ (noch zu erlassen)

In Fließgewässern werden die in Tabelle 1 aufgelisteten Belastungen bewertet. Für die Bewertung werden in erster Linie die biologischen Qualitätselemente

- Fische
- Makrozoobenthos
- Phytobenthos
- Makrophyten

herangezogen.

Tabelle 1: Belastungstypen und biologische Qualitätselemente zur Bewertung der Belastungen (aus BMLFUW 2007)
 Kreuze ohne Klammern kennzeichnen jene Parameter für biologische Qualitätselemente mit der höchsten Aussagekraft. Kreuze in Klammern kennzeichnen jene Parameter für biologische Qualitätselemente mit geringerer, aber deutlich vorhandener Aussagekraft, die zur Schärfung eines nicht eindeutig bestimmbar Ergebnisses zusätzlich überwacht werden können.

Belastungen:	Physikalische und chemische Grundparameter*	Hydromorphologische Parameter	Phytobenthos	Makrophyten	Makrozoobenthos	Fische
Stoffliche Belastungen						
Nährstoff	x		x	(x)	(x)	
Sauerstoffhaushalt	x		(x)		x	(x)
Temperatur	x				(x)	x
Versalzung	x		(x)		(x)	x
Versauerung	x		(x)	(x)	x	(x)
Schadstoffe	x					
Hydromorphologische Belastung						
Morphologische Veränderungen nur Veränderungen der Stromsohle		x		(x)	(x)	x
Restwasser		x		(x)	(x)	x
Schwellbetrieb		x		(x)	(x)	x
Stau		x		(x)	x	(x)
Kontinuumsunterbrechung		x			(x)	x

Für die Bewertung über die biologischen Qualitätselemente stehen Leitfäden als Handlungsanweisungen seitens des BMLFUW zur Verfügung (BMLFUW 2007: Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente). Die Bewertungssysteme basieren auf der Abweichung des vorhandenen Zustands vom Referenzzustand; der Referenzzustand ist dabei der Zustand bei Abwesenheit sehr geringfügiger menschlicher Einflüsse – also der nahezu natürliche Zustand. Der gute ökologische Zustand ist als geringfügige Abweichung vom gewässertypischen Referenzzustand definiert.

Der ökologische Zustand wird mittels fünf Zustandsklassen eingeteilt:

- sehr gut
- gut
- mäßig
- unbefriedigend
- schlecht

Die biologischen Qualitätselemente unterscheiden sich in ihrer Empfindlichkeit für die verschiedenen stofflichen und hydromorphologischen Belastungen, sie sind daher unterschiedlich gute Indikatoren. Generell gilt, dass nur das Qualitätselement mit der höchsten indikativen Aussagekraft untersucht werden muss, da angenommen wird, dass die anderen Qualitätselemente schlechtere Indikatoren sind und einen besseren Zustand anzeigen würden. Es gibt daher ein „Worst Case Prinzip“: der schlechteste, durch eines der Qualitätselemente angezeigte Zustand zählt.

Zusammengefasst stellen sich die einzelnen biologischen Qualitätselemente und ihre Aussagekraft für unterschiedliche Belastungskategorien folgendermaßen dar:

Tabelle 2: Zusammenfassung der signifikantesten Aussagekraft der biologischen Qualitätselemente für die einzelnen Belastungskategorien (+++ hohe Aussagekraft; + geringere Aussagekraft)

	Struktur und Ablauf	Nährstoffe	organische Belastung		toxische Effekte
Makrozoobenthos	++	++	+++	-> Saprobie -> Trophie -> Morphologie	+++
Algen	+	+++	++		+++
Fische	+++	+	+		+++

3 Entwicklung der Gewässergüte in Österreich

Die Umsetzung nationaler aber auch internationaler gesetzlicher Vorgaben zur Abwasserreinigung fügt sich in einen vielschichtigen Maßnahmenkatalog zum Gewässerschutz und der Verbesserung der Gewässergüte ein. Zu Beginn und als Basis dieser Ausführungen erscheint eine einfache Evaluierung der über die Jahre getätigten, hohen Investitionen im Bereich der Abwasserreinigung in Hinblick auf den damit verbundenen Effekt für die Gewässer als sinnvoll.

In Abbildung 2 und Abbildung 3 sind stellvertretend für die Österreichischen Gewässer die Entwicklungen der Ammonium- bzw. Phosphorkonzentrationen in der Donau oberhalb Wien (vor der Einmündung der seit 1986 in Betrieb befindlichen und 2005 in der Erweiterung in Betrieb gegangenen Hauptkläranlage Wien) dargestellt.

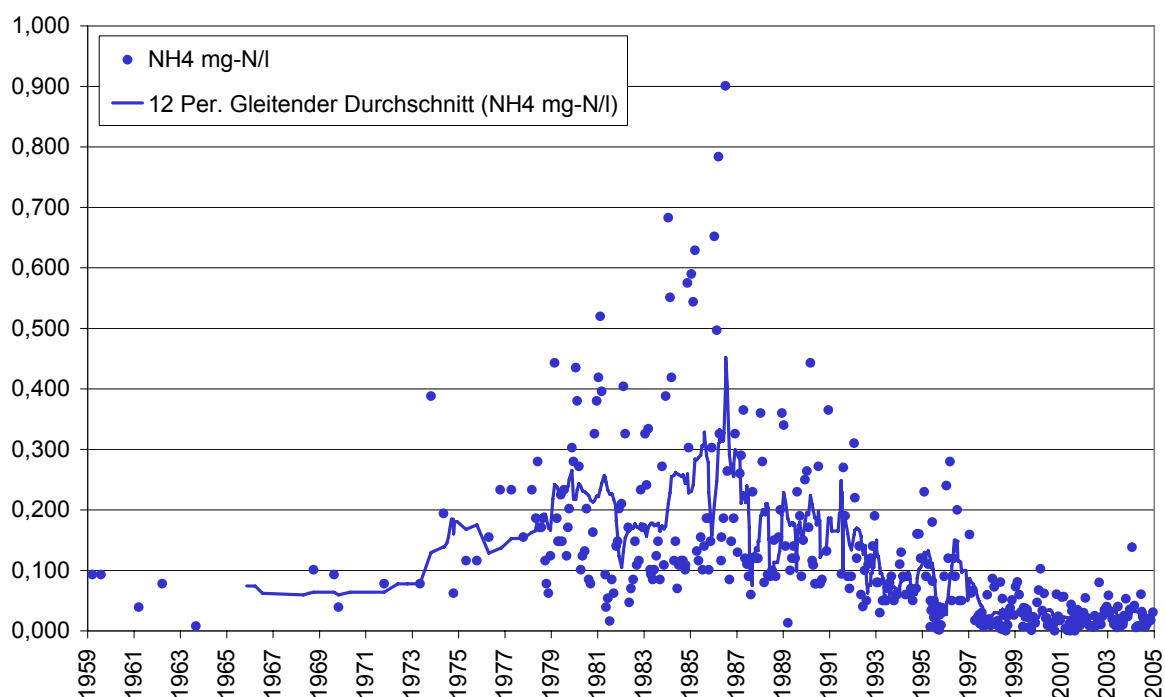


Abbildung 2 Entwicklung der Ammoniumkonzentrationen in der Donau bei Wien: Ammoniumstickstoff in mg/l N seit 1959 mit gleitendem Mittel über 12 Messwerte (Monate)

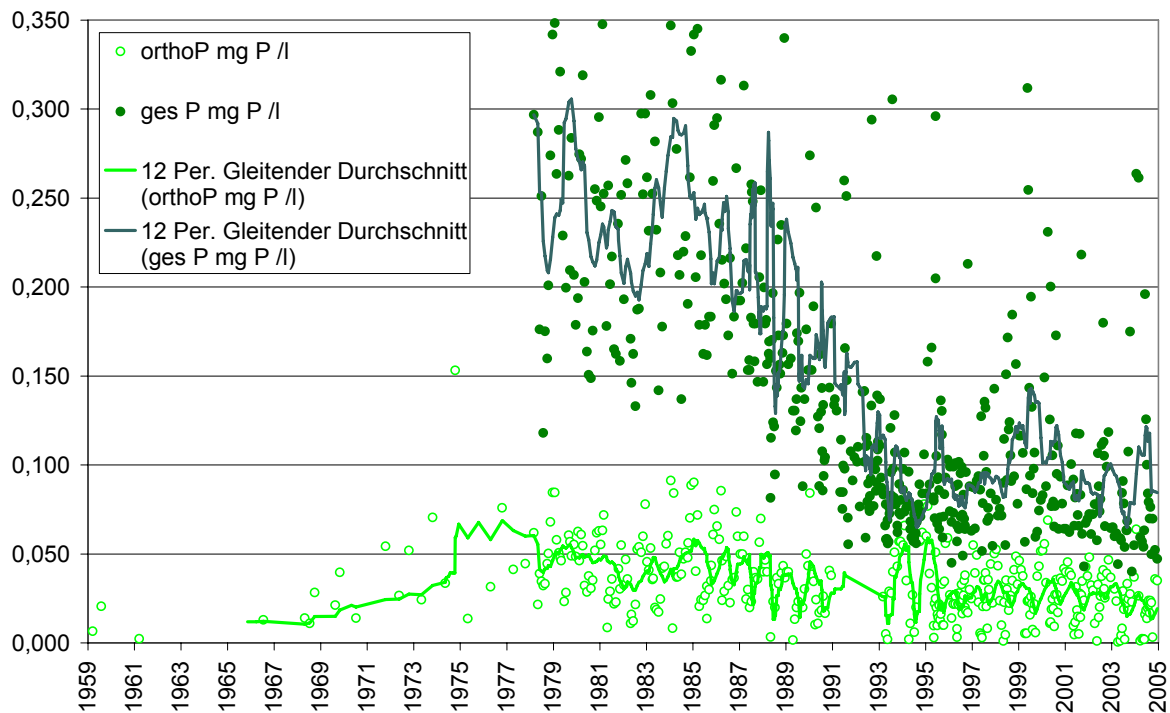


Abbildung 3 Entwicklung der Phosphorkonzentrationen in der Donau bei Wien: Orthophosphat in mg/l P seit 1959 sowie Gesamtposphor in mg/l P seit 1978. Jeweils mit gleitendem Mittel über 12 Messwerte (Monate)

Für beide Parameter zeigen sich Mitte der 1980er Jahre die höchsten Immissionswerte, die jedoch im Trend bis Mitte der 1990er Jahre deutlich absinken. Die Abnahme der Ammoniumkonzentrationen ist dabei auf die Implementierung der Nitrifikation auf den Abwasserreinigungsanlagen sowie deren flächendeckende Realisierung zurückzuführen, die parallel mit der Zunahme des Anschlussgrades der Wohnbevölkerung an biologische Abwasserreinigungsanlagen erfolgte. Bei der Entwicklung der Phosphorimmissionen ist primär der verminderte Phosphoranfall im Abwasser selbst über die Haushaltswaschmittel und des Weiteren die mit relativ kurzen Übergangsfristen vorgeschriebene Phosphorfällung für Anlagen $> 500 \text{ EW}_{60}$ für die heute in der Donau bei Wien beobachteten mittleren Gesamt-P Werten von unter $100 \mu\text{g/l P}$ verantwortlich. Die in Abbildung 3 immer wieder auftretenden höheren Werte sind ausnahmslos auf erhöhte Wasserführung und damit verbundenen Feststofftransport zurückzuführen.

Neben der konsequenten Realisierung der gesetzlichen Vorgaben im kommunalen Bereich stellt die industrielle Abwasserreinigung eine zweite wesentliche Säule im Gewässerschutz dar. Im industriellen Bereich war es

jedoch nicht nur die Implementierung von Abwasserreinigungsanlagen zur Behandlung der Abwässer, sondern auch massive Strukturbereinigungen vor allem im Bereich der Papier-/ Zellstoff- und Zuckerindustrie, die zu einer Reduktion der Gewässerbelastung beigetragen haben.

Die Entwicklung der kommunalen und industriellen Abwasserreinigung sowie die Strukturbereinigung der Industrie haben wesentlich zur Verbesserung der Gewässergüte in Österreich beigetragen. Die Darstellung der biologischen Gewässergüte erfolgte bis 2003 anhand einer Visualisierung der Ergebnisse der Erhebungen der saprobiologischen Gewässergüte. Im Laufe der Jahre verdichtete sich das Messstellennetz und damit die Gesamtzahl der erfassten Flusskilometer, sodass ein direkter Vergleich der Gütezustände über die Jahre hinweg nur für jene Gewässer möglich ist, die bereits einer langjährigen Beobachtung unterliegen. Abbildung 4 gibt die Verteilung bzw. Anteile der saprobiologischen Gütezustände in den untersuchten Österreichischen Gewässern wider.

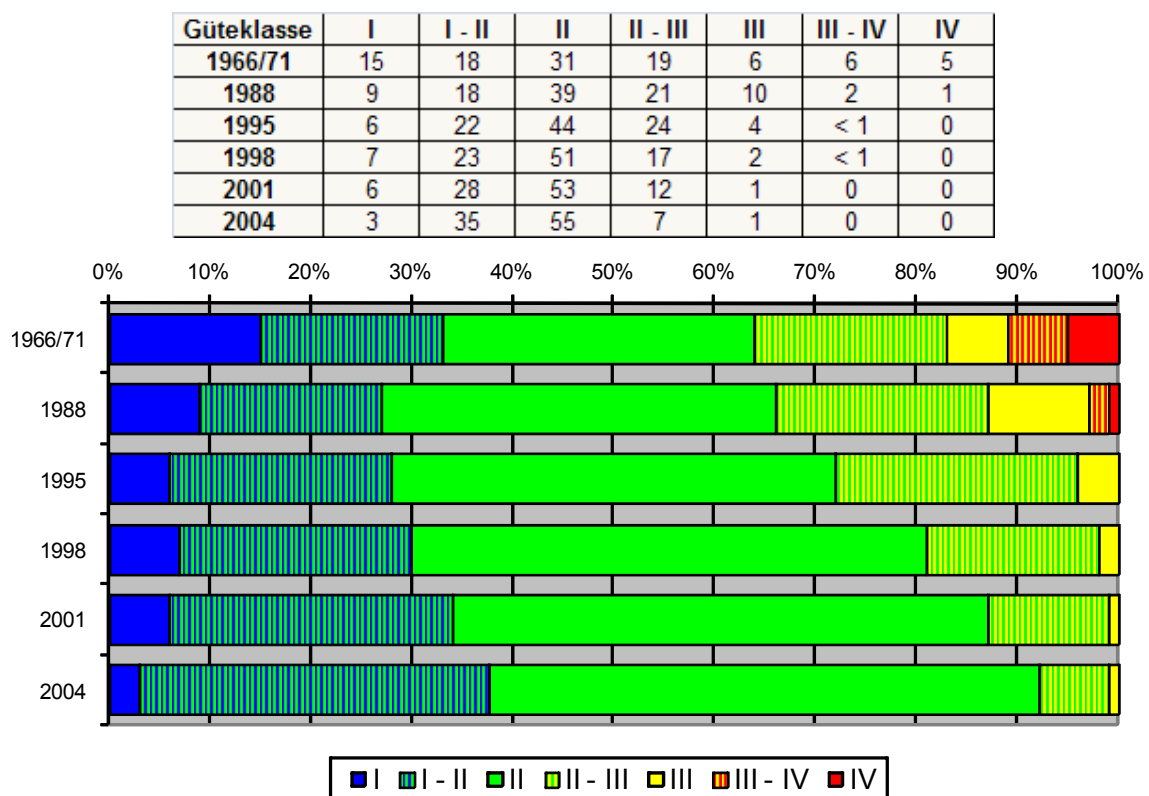


Abbildung 4: Anteile der Klassen der saprobiologischen Gewässergüte in Österreichischen Fließgewässern 1966 – 2004 (BLMFUW 2006b)

Trotz der Einschränkungen in der Vergleichbarkeit der Ergebnisse für die einzelnen Jahre ist in dieser Darstellung einerseits die kontinuierliche Abnahme der Güteklassen schlechter als II aber auch die Abnahme der Anteile des sehr guten Zustands von I auffällig. Die Abnahme der Güteklasse von I ist auf die vermehrte Erschließung und vor allem touristische Nutzung früher unberührter Gebiete zurückzuführen, wobei aber letztendlich abwassertechnische Maßnahmen diesem Trend Einhalt geboten haben. Aus dem Vergleich der detaillierten Gewässergütekarten über die Jahre sind deutlich die Sanierungserfolge auch an den großen Gewässern wie etwa Mur, Enns oder Salzach sichtbar, es sind jedoch auch noch einige regionale Belastungsschwerpunkte in abflussschwachen Regionen Österreichs (NO und O) erkennbar.

Parallel mit der Implementierung der EU-WRRL und dem Inkrafttreten des WRG 2003 kam es wie eingangs beschrieben zu einer Veränderung der Beurteilungskriterien für die Gewässer. Um den neuen Gesichtspunkten der Bewertungen und Anforderungen an die Darstellung der Gewässergüte gerecht zu werden, wurde eine Internetplattform zur Visualisierung der relevanten Gewässerdaten auf GIS Basis entwickelt. Diese Tool ist in das Wasser Informationssystem Austria (WISA - <http://wisa.lebensministerium.at/>) implementiert und kann unter der Web-Adresse <http://gis.lebensministerium.at/wisa> abgerufen werden.

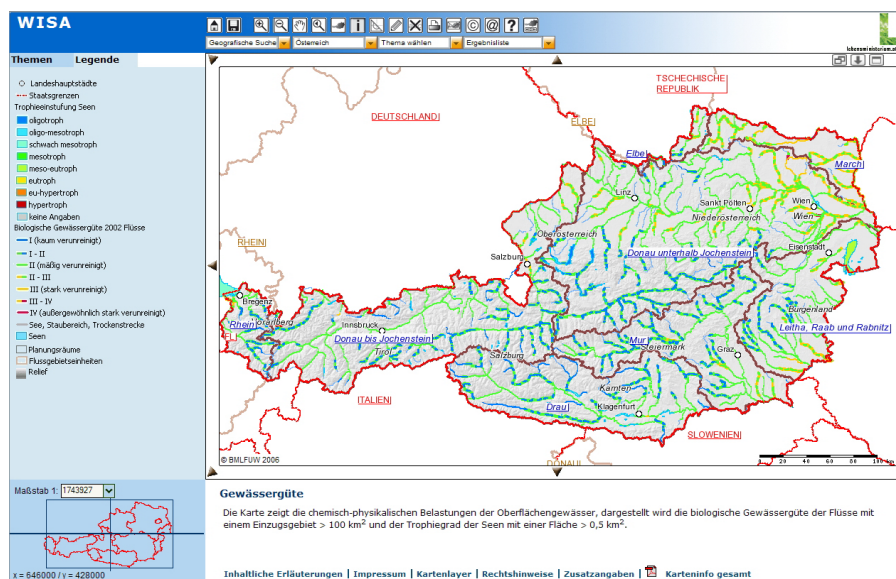


Abbildung 5: GeoInfo Webinterface des Wasser Informationssystem Austria (WISA)
<http://gis.lebensministerium.at/wisa>

4 Stand der Abwasserreinigung

4.1 Entwicklung des Anschlussgrades - Kanalnetz

Zu Beginn der 1970er waren noch etwa 50 % der Einwohner an keine Kanalisation angeschlossen (Tabelle 3). Im ländlichen Raum überwog die Entsorgung über Senkgruben, während die städtischen Gebiete teilweise bereits über historische Kanalisationen verfügten (zB. Wien). Die bedeutete jedoch nicht, dass die in der vorhandenen Kanalisation gesammelten Abwässer in Kläranlagen gereinigt wurden. Wie aus Abbildung 6 ersichtlich, kann erst seit den 1990ern quantitativ davon ausgegangen werden, dass die an Kanalisation angeschlossenene Einwohnerwerte auch in Abwasserreinigungsanlagen weiter behandelt werden. Bis dahin erfolgte immer wieder noch eine direkte Einleitung der gesammelten Abwässer in das Gewässer.

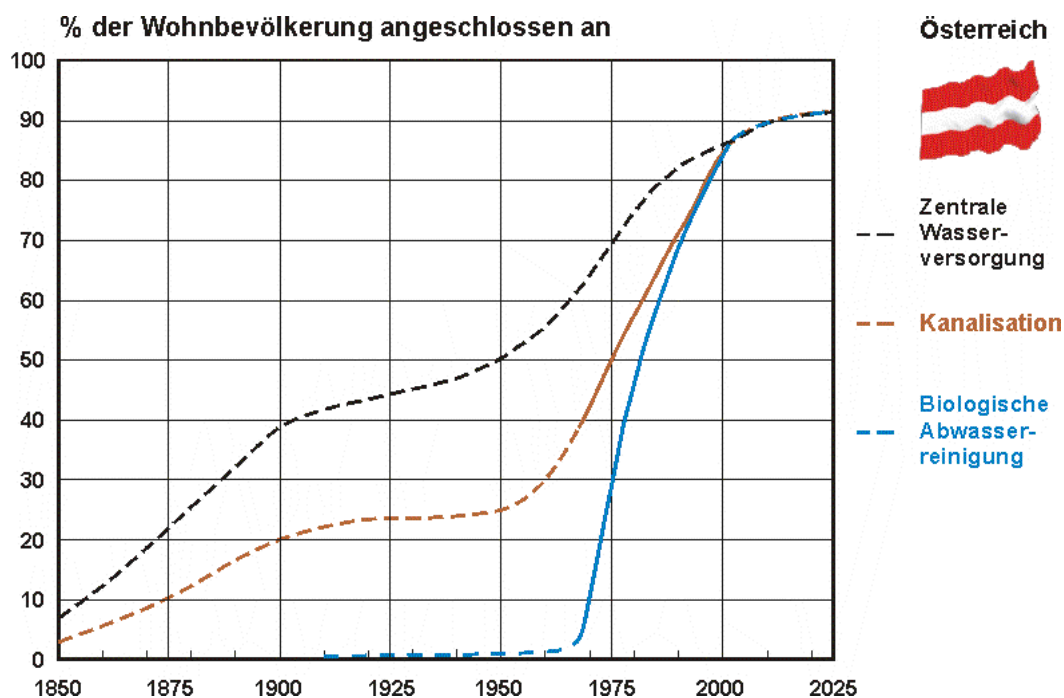


Abbildung 6: Anschluss der Wohnbevölkerung an zentrale Wasserversorgung, Kanalisation und biologische Abwasserreinigungsanlagen. Daten bis 1965 gerechnet, Daten 1965 bis 2004 aus amtlichen Aufzeichnungen, Trend bis 2025 geschätzt

Tabelle 3 zeigt die Entwicklung der Anschlussgrade an die Kanalisation seit 1971. Mittlerweile liegt der Kanalisationsanschlussgrad für geschlossene Siedlungsgebiete im Sinne der RL 91/271/EWG bei 100 %, der absolute Anschlussgrad bezogen auf die Gesamtbevölkerung bei etwa 89%.

Tabelle 3: Entwicklung des Anschlussgrades der Abwasserentsorgung 1971 - 2003 bezogen auf die Gesamtbevölkerung Österreichs (aus BMLUW 2006a)

Entsorgung / Jahr	1971	1981	1991	1995	1998	2000	2001	2003
Einwohner *	7.491.526	7.533.045	7.808.097	7.907.896	8.038.200	8.106.985	8.065.465	8.117.754
Öffentliches Kanalnetz mit Anschluss an kommunale Kläranlage $\geq 50 \text{ EW}_{60}$	47,9	57,9	71	75,7	81,5	85,4	86,0	88,9
Hauskläranlagen	16,4	16,1	9,8	8,3	6,5	14,6	14,0	11,1
Senkgruben	28,5	20,3	17,8	15,1	11,4			
Sonstige Entsorgung	7,2	5,7	1,5	0,9	0,6			

* Quelle: Statistik Austria

4.2 Entwicklung der Ausbaukapazität

Die Abwässer aus den österreichischen geschlossenen Siedlungsgebieten $> 50 \text{ EW}_{60}$ werden derzeit (Stand Veröffentlichung 2006) in 1.508 bestehenden kommunalen Abwasserreinigungsanlagen behandelt. Die Größenklassen der einzelnen Kläranlagen werden gemäß Vorgabe der Richtlinie 91/271/EWG dargestellt und wie folgt eingeteilt:

- 51 EW_{60} – 1.999 EW_{60}
- 2.000 EW_{60} – 10.000 EW_{60}
- 10.001 EW_{60} – 15.000 EW_{60}
- 15.001 EW_{60} – 150.000 EW_{60}
- größer als 150.000 EW_{60}

Tabelle 4 gibt die Entwicklung der Ausbaukapazitäten seit 1995 wider, wobei das Datenmaterial für kleine Anlagen unter 500 EW bis in die späten 1990er hinein unvollständig war und erst in den letzten Jahren auf einem aktuellen Stand verfügbar war. Deshalb sind die entsprechenden Felder in Tabelle 4 auch bis 2000 leer. Die dargestellten Werte beziehen sich auf die Ausbaukapazität. Auf dem kommunalen Sektor weist Österreich dem entsprechend eine Nennkapazität von etwa 20 Mio. EW bei einer Bevölkerung von etwa 8 Mio. E auf.

Tabelle 4: Entwicklung der Ausbaukapazität der kommunalen Kläranlagen (aus BMLFUW 2006a)

GK (EW)	51 - 1.999*		2.000 - 10.000		10.001 – 15.000		15.001 - 150.000		> 150.000		Summen	
Jahr	n ^{a)}	EW ^{a)}	n	EW	n	EW	n	EW	n	EW	n	EW
1995 ^{b)}			341	1.306	36	436	141	5.320	12	7.351	530	14.413
1997 ^{b)}			391	1.664	38	439	181	7.154	17	8.613	627	17.870
1999 ^{c)}	734	--	392	--	41	--	179	--	16	--	1.362	18.006
2000	773	425	385	1.830	44	585	183	7.591	22 ^{d)}	9.405	1.407	19.836
2002 ^{e)}	845	419	397	1.858	44	572	187	7.694	22 ^{f)}	9.541	1.495	20.084
2004 ^{g)}	867	439	388	1.830	42	549	190	8.103	21 ^{f)}	9.374	1.508	20.295

* Werte durch BMLFUW hochgerechnet bzw. für 2002 aus dem Gewässerschutzbericht 2002 (Datenbasis 2001)

- (a) n = Anzahl der Kläranlagen; EW in 1.000 EW₆₀ angegeben
- (b) Datenquelle: Mitteilung des einzelstaatlichen Programms zur RL 91/271/EWG, (BMLF 1995 und BMLF 1997); Daten über Anlagen der Größenklassen 51 - 1.999 EW waren für diese Programme nicht erforderlich und wurden nicht erhoben - diese Größenklasse bleibt auch bei der Summenbildung unberücksichtigt
- (c) Datenquelle: Gewässerschutzbericht 1999 (BMLF, 1999a), nur Gesamtsummen übernommen, da im GWSB 1999 keine EW - Zuordnung auf die einzelnen Größenklassen der Anlagen erfolgte
- (d) Berücksichtigung von fünf großen industriellen Anlagen mit kommunalem Anteil.
- (e) Datenquelle: Daten der Anlagen von 51 - 1.999 EW und die Anlagen des BL Tirol aus dem Gewässerschutzbericht 2002 (Datenbasis 2001)
- (f) Berücksichtigung von vier großen industriellen Anlagen mit kommunalem Anteil (neue Einstufung der ARA Laakirchen als rein industrielle Anlage)
- (g) Datenquelle: Daten der Anlagen von 51 - 1.999 EW für Kärnten, Steiermark, Tirol und Wien aus dem Gewässerschutzbericht 2002 (Datenbasis 2001)

Wichtig in diesem Zusammenhang sind die notwendigen Kapazitäten für Kläranlagen mit stark schwankenden saisonalen Belastungen durch den Tourismus. Hierbei können durchaus Belastungsunterschiede bis zum mehrfachen der Normalbelastung auftreten. Diese Belastungsunterschiede sind in den Ausbaukapazitäten enthalten. Die saisonalen Belastungsspitzen treten je nach Tourismus und Region nur im Sommer, im Winter oder zu relevanten Ferienzeiten über das ganze Jahr verteilt auf.

4.3 Entwicklung der entsorgten Frachten

Werden die Ausbaukapazitäten (Tabelle 4) mit den tatsächlich entsorgten Abwasserfrachten verglichen (Tabelle 5), so lässt sich einerseits die Tatsache erkennen, dass in etwa 201 Kläranlagen > 15.000 EW etwa 88 % der Gesamtbelastung gereinigt wird. Interessant ist, dass der kommunale Anteil etwa gleich wie der Anteil aus Industrie und Gewerbe – und damit die Gesamtbelastung - auf die einzelnen Größenklassen verteilt ist.

Tabelle 5: Entsorgte angefallene Abwasserfracht der kommunalen Kläranlagen im Jahr 2004. (aus BMLFUW 2006a)

Kläranlagen			Gesamtbelastung		Einwohner		Anteil von Gewerbe/ Industrie und Fremdenverkehr	
Größenklasse in EW	Anzahl	%	EW	%	Anzahl	%	EW	%
51 - 1.999	867	57,49%	273.583	1,83%	238.274	3,29%	35.308	0,5%
2.000-10.000	388	25,73%	1.159.877	7,77%	740.274	10,23%	419.602	5,5%
10.001-15.000	42	2,79%	362.634	2,43%	225.467	3,12%	137.167	1,8%
15.001-150.000	190	12,60%	5.079.813	34,04%	2.842.397	39,27%	2.237.415	29,1%
> 150.000	21	1,39%	8.045.007	53,92%	3.191.424	44,09%	4.853.583	63,2%
Summe	1.508	100%	14.920.912	100%	7.237.836	100%	7.683.076	100%

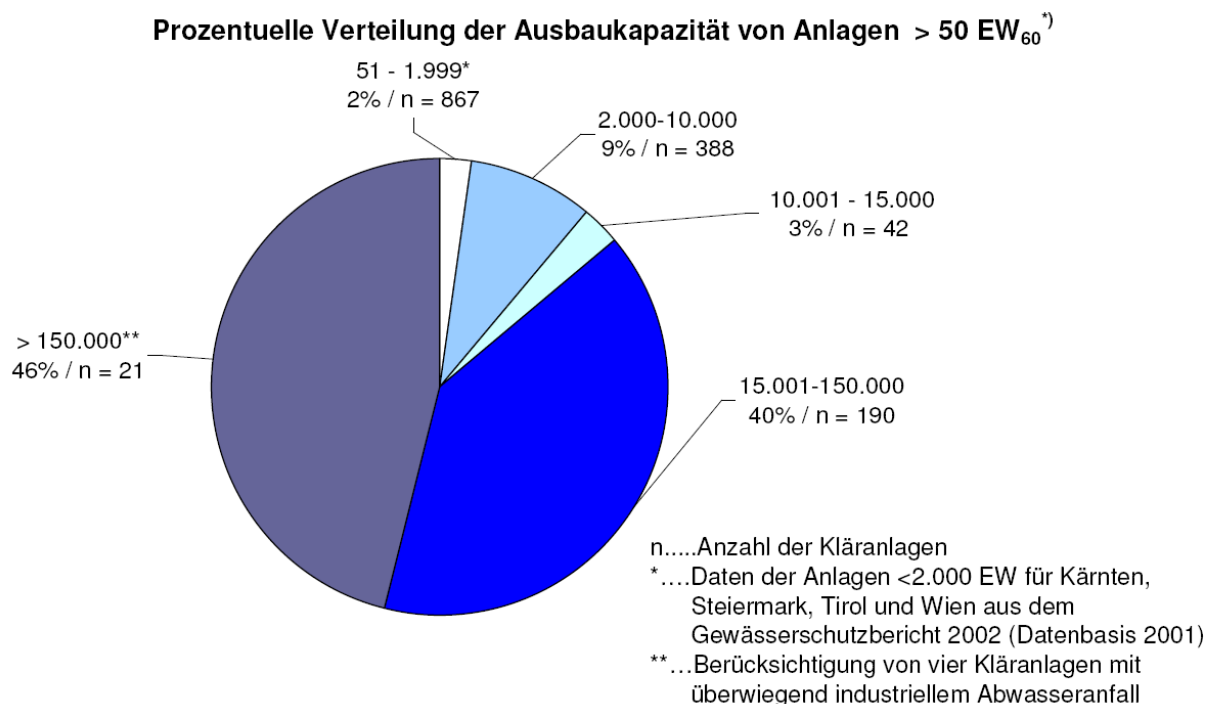


Abbildung 7: Prozentuelle Verteilung der vorhandenen Ausbaukapazität auf die Größenklassen der Kläranlagen (aus BMLFUW 2006a)

4.4 Anforderungen an die Abwasserreinigung und Umsetzung

Die Anforderungen an die kommunale Abwasserreinigung sind in der „Verordnung: Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV – Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser)“ idgF sowie der Richtlinie 91/271/EWG (Kommunale Abwasserrichtlinie der EU; Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser geändert durch die Richtlinie 98/15/EG vom 27. Februar 1998) definiert, wobei für die Emissionsbegrenzung kommunaler Anlagen die 1. AEV relevant ist. Dort erfolgt die Gliederung der Kläranlagengrößen nach folgenden Kriterien:

- I > 50 EW₆₀ ≤ 500 EW₆₀
- II > 500 EW₆₀ ≤ 5.000 EW₆₀
- III > 5.000 EW₆₀ ≤ 50.000 EW₆₀
- IV > 50.000 EW₆₀.

In der 1. AEV sind die Größenklassenspezifischen Mindestwirkungsgrade und Ablaufkonzentrationen definiert.

Die Richtlinie 91/271/EWG betrifft das Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser und das Behandeln und Einleiten von Abwässern bestimmter Industriebranchen und fordert die Ausweisung der Einleitung in „empfindliche“ und „normale“ Gebiete ua. unter dem Gesichtspunkt, dass in empfindlichen Gebieten die durch die Einleitung betroffenen Oberflächengewässer eutroph sind bzw. ohne weitere Schutzmaßnahmen in naher Zukunft eutrophieren würden. Bei Einleitung in ein empfindliches Gebiet sind „weitergehende“ Reinigungsmaßnahmen gefordert. Die Unterscheidung der Anforderungen an die Reinigungsleistung erfolgt in die Kategorien:

- „Erstbehandlung“: physikalische und/oder chemische Behandlung des kommunalen Abwassers mit Hilfe eines Verfahrens, bei dem sich die suspendierten Stoffe absetzen, oder anderer Verfahren, bei denen — bezogen auf die Werte im Zulauf — der BSB₅ um mindestens 20 % und die suspendierten Stoffe um mindestens 50 % verringert werden. (entspricht einer mechanischen Reinigung)

- „Zweitbehandlung“: Abwasserbehandlung durch eine biologische Stufe mit einem Nachklärbecken (entspricht weitgehend der Diktion einer Kohlenstoffentfernung)
- „weitergehende Reinigung“: über eine Zweitbehandlung hinausgehende Reinigungsschritte, was auf Österreichisch vereinfacht als Nährstoffentfernung (Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorfällung) übersetzt werden kann.

Zudem wird in Richtlinie gefordert, dass alle Siedlungsgebiete mit mehr als 2.000 Einwohnern an eine Kanalisation anzuschließen sind, und dass die Anforderungen an die Reinigungsleistung der Kläranlagen in Abhängigkeit ihrer Einleitung in ein empfindliches oder normales Gebiet erfüllt werden müssen.

Da neben der Bezeichnung der implementierten Behandlungsarten sich auch die Größenordnungsklassen der 91/271/EWG von der 1. AEV unterscheiden, kommt es bei der Ausweisung der Behandlungsarten nach Größenklassen zu einer Überlappung der nationalen und EU geforderten Ausweisung, die sich vor allem bei der Größenklasse 2000-10.000 zeigt, da nach 1.AEV ab der Klasse III eine Stickstoffentfernung vorgeschrieben ist (Tabelle 6). Dennoch kann aus der Tabelle der Anpassungsbedarf nach 1. AEV herausgelesen werden, da für alle Kläranlagen $> 5.000 \text{ EW}_{60}$ im Sinne der 91/271/EWG national eine weitergehende Reinigung vorgeschrieben ist. Mit Stand der Veröffentlichung BMLUF 2006a sind dies in Summe etwa 600.000 EW_{60} , die durch die Inbetriebnahme der Erweiterung der ARA Graz 2007 deutlich reduziert wurden.

Die im Bericht nach 91/271/EWG ausgewiesenen Zahlen weisen für Österreich aus, dass etwa 94% der anfallenden Abwasserfracht einer weitergehenden Reinigung unterzogen werden, was den hohen Standard der österreichischen Abwasserbehandlung eindrucksvoll dokumentiert.

Tabelle 6: Verteilung der durchschnittlich angefallenen Abwasserfracht auf die Größenklassen und nach der Art der Behandlung entsprechend Richtlinie 91/271/EWG (aus BMLFUW 2006a)

Größenklasse (EW)	Art der Behandlung	Anzahl der Kläranlagen	Durchschnittliche Belastung (EW)
51 - 1.999	weitergehend	199	140.970
	Zweitbehandlung	668	132.612
51 – 1.999 (Summen)		867	273.582
2.000-10.000	weitergehend	341	1.051.652
	Zweitbehandlung	47	108.224
2.000 - 10.000 (Summen)		388	1.159.877
10.001-15.000	weitergehend	41	355.219
	Zweitbehandlung ²⁾	1	7.415
10.001 - 15.000 (Summen)		42	362.634
15.001-150.000	weitergehend	182	4.943.253
	Zweitbehandlung	8	136.560
15.001 - 150.000 (Summen)		190	5.079.813
> 150.000	weitergehend	20	7.554.107
	Zweitbehandlung	1	490.900
> 150.000 (Summen)		21	8.045.007
GESAMTSUMME	weitergehend	783	14.045.201
	Zweitbehandlung	725	875.711
	Gesamt	1.508	14.920.912

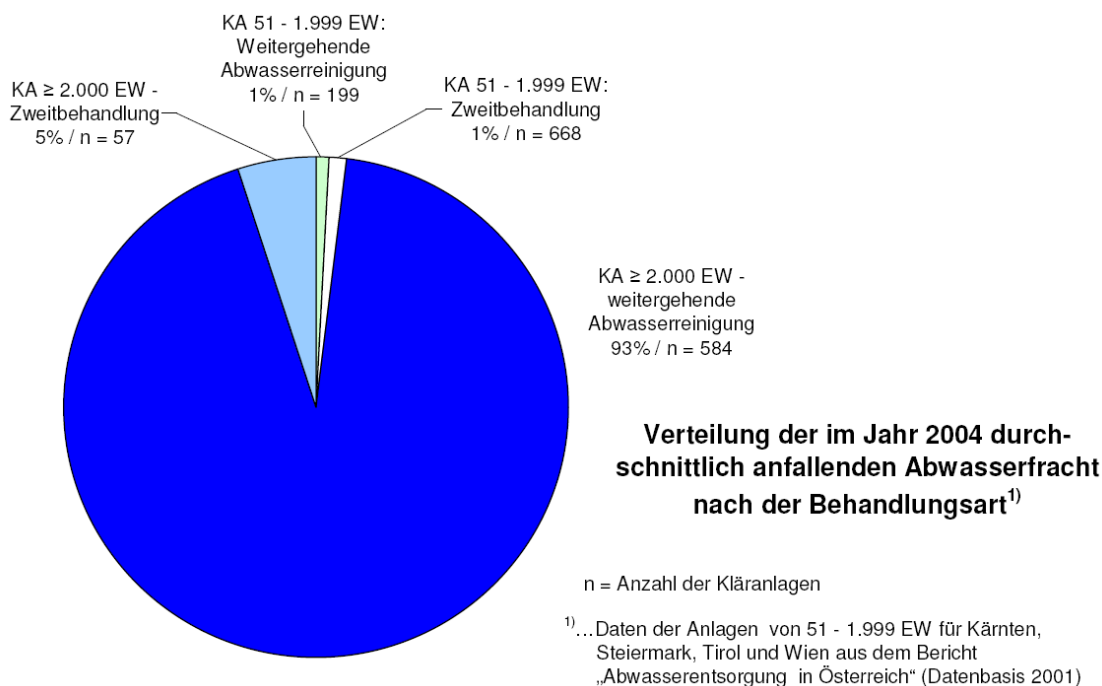


Abbildung 8: Verteilung der angefallenen kommunalen Abwasserfracht im Jahr 2004 nach Art der Behandlung und der Größenklassen aus BMLFUW 2006a

4.5 Investitionsvolumen

Die Förderung von kommunalen Infrastrukturmaßnahmen im Wasser- und Abwassersektor durch die öffentliche Hand (Bund und Länder) hat in Österreich eine jahrzehntelange und sehr erfolgreiche Tradition. Diese Förderung der Abwasserbeseitigung und Abwasserreinigung war eine wesentliche Voraussetzung für den heute erreichten Stand des Ausbaus von Kanalisationsanlagen, Regenwasserbehandlung und Abwasserbehandlung. Abbildung 9 fasst die geförderten Investitionen zwischen 1959 (erstes WRG) und 2005 aufgeteilt nach Wasserversorgung und Abwasserreinigung (inkl. Kanalisation) zusammen.

ÜBERSICHT ÜBER DIE SEIT 1959 BIS 2005 GEFÖRDERTEN INVESTITIONEN

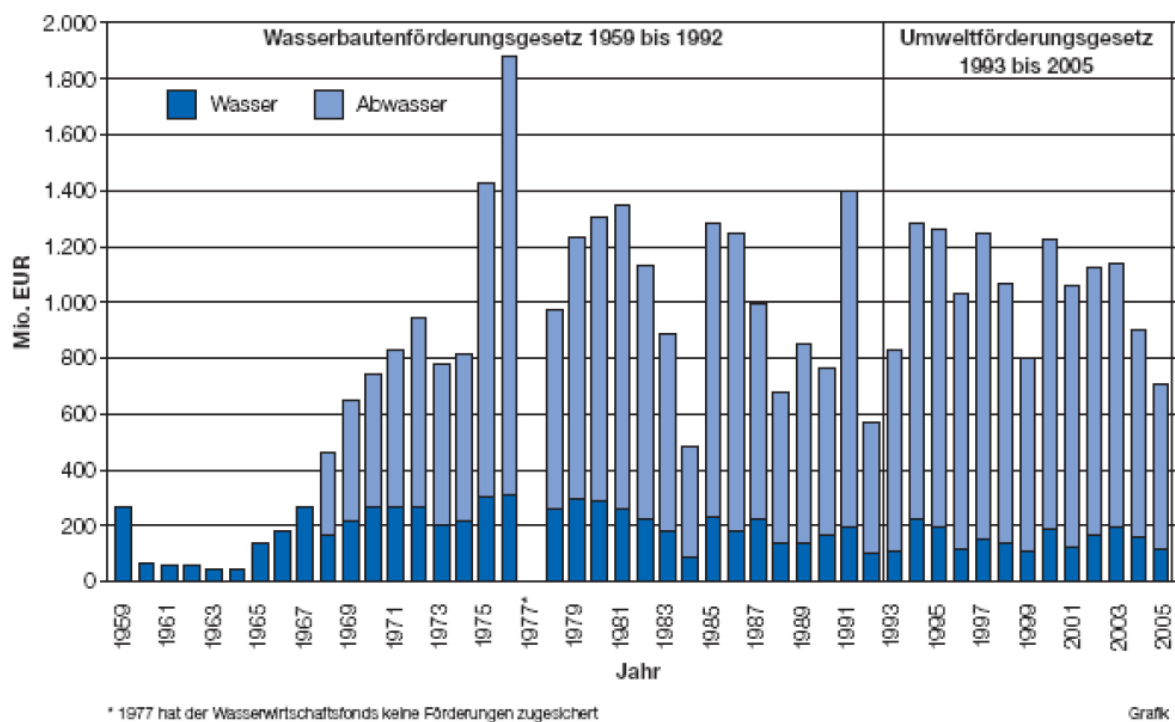


Abbildung 9: Übersicht über die im Zeitraum 1959 bis 2005 geförderten Investitionen (aus BMLFUW 2006a)

5 Bedeutung der Kläranlagen für den Gewässerschutz

In weiterer Folge werden einzelne Belastungstypen (siehe Tabelle 1) andiskutiert, bei denen ein Einfluss von Kläranlagen möglich ist.

5.1 Temperatur

Die Temperatur ist einer der wesentlichsten Einflussfaktoren in aquatischen Systemen. Sie beeinflusst eine Reihe physikalischer und chemischer Eigenschaften aber auch die biologischen Prozesse im Gewässer selbst.

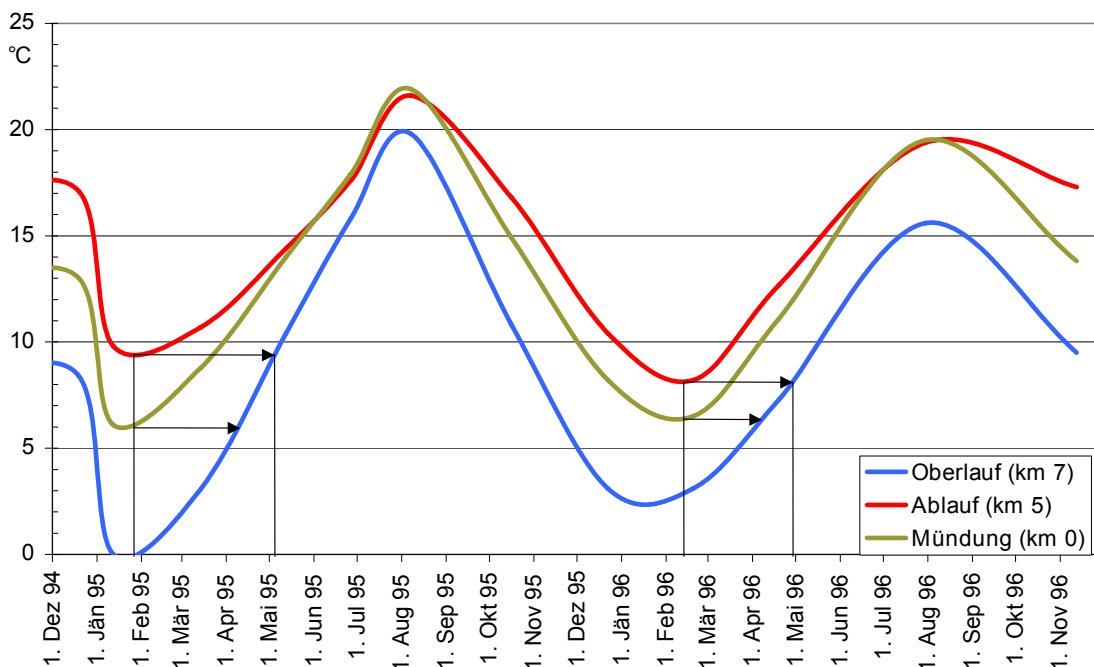


Abbildung 10: Temperaturganglinie im jahreszeitlichen Verlauf in einem Gewässer mit hohem Anteil an gereinigtem Abwasser.

Abbildung 10 zeigt den Einfluss der Temperatur im Ablauf einer Kläranlage auf ein Gewässer bei geringer Verdünnung in Relation zu den Temperaturen oberhalb der Einleitung. Daraus wird ersichtlich, dass speziell in den kälteren Monaten eine starke Erhöhung der im Oberlauf gefundenen Temperaturen erfolgt. So werden bereits im Februar Wassertemperaturen erreicht, die natürlicher Weise erst zwei bis drei Monate später im Frühjahr auftreten. Durch die ganzjährig höheren Werte werden nicht nur die Stoffumsatz- und Wachstumsprozesse der Biomasse deutlich erhöht, sondern auch die

Entwicklung des Makrozoobenthos beeinflusst, deren Entwicklungszyklus temperaturgesteuert ist. Diese Organismen finden hier Bedingungen vor, die ihre natürliche Entwicklung beschleunigen und früher abschließen lassen. Dadurch kommt es zu einer Selektion von wärmetoleranten Arten, die üblicher Weise erst im Unterlauf von Gewässern auftreten, was zu einer Potamalisierung des Gewässers und der Gewässerbiozöten führt. Handelt es sich dabei um Organismen, deren Adultstadien das Gewässer verlassen, so suggeriert der vorzeitige Abschluss der Entwicklung durch höhere Wassertemperaturen auch warme Lufttemperaturen und eine dementsprechend weit fortgeschrittene Entwicklung der als Nahrungsquelle dienenden Flora. Somit ist es möglich, dass die klimatischen Bedingungen ungeeignet zur Reproduktion sein, was zu einem Verlust an Biodiversität im Gewässer und somit einer ökologischen Beeinträchtigung führen kann.

5.2 Saprobie

Der saprobiellen Belastung kam historisch gesehen auf Grund der massiven Belastungen und schlechten Gewässerzustände bereits zeitig ein hoher Stellenwert zu. Durch den Bau von biologischen Kläranlagen konnte dem Problem der Saprobie auch bereits zeitig durch hoch belastete Anlagen begegnet werden. Die weitgehend flächendeckende Implementierung schwach belasteter Kläranlagen mit Nitrifikation / Denitrifikation führte verfahrenstechnisch begründet zu einer weiteren Reduktion der BSB Emissionen, sodass der Ablauf einer nach dem Stand der Technik ausgebauten und betriebenen Anlage heute bereits unverdünnt einem dem Saprobienindex von 2 zuordenbaren BSB Immisionsrichtwert entspricht. Dies spiegelt sich auch in den Gütekarten auf Basis des Saprobienindex wider, die nurmehr in Gebieten mit fehlender oder nicht dem Stand der Technik ausgebauten Abwasserreinigungsanlagen ein Thema darstellt (siehe Kapitel 3).

Im Zusammenhang mit der Auswirkung von Kohlenstoffverbindungen im Ablauf von Kläranlagen auf die saprobielle Güte muss festgestellt werden, dass speziell bei schwach belasteten Anlagen der abbaubare Anteil der Kohlenstoffverbindungen auch tatsächlich entfernt wurde. CSB Konzentrationen im Ablauf können dann aus weitgehend inertem, nicht oder nur sehr schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen bestehen, die jedoch genau aus diesem Grund auch nicht saprobiell relevant sind.

5.3 Trophie

Spätestens mit der Umsetzung der Eu-WRRL spielen die Auswirkungen des Kläranlagenablaufs auf die Trophie der empfangenden Gewässer eine entscheidende Rolle für den Gewässerschutz. Obwohl mit der Einführung eines Grenzwertes von 1 mg/l Gesamt-Phosphor bereits ein wesentlicher Schritt zur Verminderung der Eutrophierung der Gewässer gesetzt ist, dürfte dieser Wert in den meisten Fällen für die Erreichung der trophischen Zielzustände nicht ausreichend sein. Verfahrenstechnisch bedingt liegen die tatsächlichen Ablaufkonzentrationen zur Einhaltung des derzeitigen Emissionswertes auf den Kläranlagen in der Regel etwa in der Größenordnung der Hälfte des Grenzwertes. Bei einem Ablaufgrenzwert von 1 mg/l liegen die realen Werte somit in der Regel im Mittel um etwa 0,5 mg/l Gesamtphosphor. Dieser Umstand kann leicht aus Auswertungen beliebiger Kläranlagenemissionen nachvollzogen werden. Eine Reduktion der Orthophosphatkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage auf 0 ist weder Stand der Technik, noch technisch überhaupt möglich oder ökologisch sinnvoll.

Eine Halbierung auf einen Emissionsgrenzwert von 0,5 mg/l Gesamtphosphor würde in der verfahrenstechnischen Praxis Emissionswerte um die 0,3 mg/l Gesamtphosphor bedeuten und somit für das Orthophosphat bereits Werte in der Nähe der Immissionsrichtwertes von 0,2 mg/l Orthophosphat-P bedeuten. Eine gesicherte Einhaltung eines Gesamtphosphorgrenzwertes von 0,5 mg/l entspricht dem Stand der Technik, wird in vielen Fällen Österreichweit erreicht (Seeneinzugsgebiete, verschärfte Anforderungen infolge eines schlechten Verdünnungsverhältnisses Kläranlage : empfangendes Gewässer) und sind durch ordnungsgemäßen Betrieb zu erreichen (abgesicherte Referenzwerte aus gut funktionierenden Anlagen sind vorhanden).

Obwohl die Senkung des Ablaufgrenzwertes für Gesamt-Phosphor auf 0,5 mg P/l (unabhängig von der Ausbaugröße der Kläranlage) nicht in jedem Fall eine Erreichung des guten trophischen Zustandes bewirken wird, stellt dies dennoch eine sinnvolle und seitens der Kosten überschaubare Maßnahme dar, welche die Immissionswerte in die Größenordnung der Richtwerte bringen würde. Durch weitere Maßnahmen auf diffuser Seite im Einzugsgebiet ließen sich die Richtwerte einhalten.

Eine Verminderung der P-Ablaufwerte ist kostengünstig und in der Regel – dort wo bereits eine P-Fällung vorgeschrieben ist - ohne bauliche Maßnahmen zu realisieren.

Auf Basis von validierten Daten aus dem Kläranlagenbenchmarkingprojekt (Lindtner 2007) können jährliche Betriebskosten zwischen 3 und 6 € pro kg entferntem Phosphor (P_{entf}) angesetzt werden. In diesem Falle wurden die Kosten mit einem mittleren Wert von 4,5 €/kg P_{entf} berechnet. Bei einer Senkung des Grenzwertes für Gesamt-Phosphor auf 0,5 mg P/l müssen in Abhängigkeit des derzeit herrschenden Grenzwertes zusätzlich 0,03 kg P/EW-CSB₁₁₀ (1 mg P/l) bzw. 0,09 kg P/EW-CSB₁₁₀ (2 mg P/l) entfernt werden. Dies ergibt jährliche Betriebskosten von ca. 13,5 bzw. 40,5 cent/EW für einen Grenzwert von 1 bzw. 2 mg P/l. Die mit einer Reduktion des Emissionswertes für Gesamtposphor auf generell 0,5 mg/l P verbundenen Kosten liegen somit ohne Berücksichtigung von eventuell notwendigen Investitionskosten für die Neuinstallation einer P-Fällung in der Größenordnung von 10 bis 40 €-Cent pro Einwohner und Jahr (!), was als absolut vertretbar angesehen wird.

Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, dass eine vermehrte P-Fällung zu einer Erhöhung der Salzfracht im Ablauf führt. Bei einem β -Wert (Sicherheitsfaktor für stöchiometrische Überdosierung) von 1,5 ist im Falle von FeCl_3 als Fällmittel mit einer zusätzlichen Chloridfracht von 5 mg Cl/mg P_{entf} zu rechnen, was mit dem Umweltqualitätsziel für Cl in Relation zu setzen ist.

5.4 Thematik organische Spurenschadstoffe

Nach der flächendeckenden Realisierung der Nährstoffentfernung und Verminderung der damit verbundenen Probleme stehen nunmehr auch organische Spurenschadstoffe im Blickfeld. Diese Gruppe beinhaltet etwa Hormone, Pharmazeutika, Kosmetikprodukte, Pestizide und anderwärtig eingesetzte Stoffe, die in sehr geringen Konzentrationen in den Gewässern vorkommen und im Verdacht stehen, dort die Biozönosen zu beeinträchtigen. Einige dieser Stoffe sind auch als prioritäre Stoffe oder Liste 1 Stoffe in der EU-Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt. Ein Aspekt der zukünftigen Entwicklungen im Rahmen der Abwasserreinigung ist zweifellos die Reduktion jener Stoffe, die sich bei den laufenden Untersuchungen als problematisch herausstellen. Die Maßnahmen sollen einerseits in einer Regulierung des Einsatzes liegen, werden aber ohne „end of pipe“ Lösungen nicht auskommen.

Vor allem die Implementierung einer Ozonierungsstufe in die Abwasserreinigung wird diskutiert und darf hier als viel versprechender Lösungsansatz angesehen werden.

6 Literatur

- BMLFUW (2006a) Kommunale Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG
Österreichischer Bericht 2006 (Gemäß Artikel 16 der Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser für den Zeitraum 2003 – 2004) – BMLFUW September 2006 (<http://publikationen.lebensministerium.at/>)
- BMLFUW (2006b) Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2006; Erhebung der Wassergüte gemäß Hydrographiegesetz (BGBl.-Nr. 58/1979, i.d.g.F.), BMLF Dezember 2006 (<http://publikationen.lebensministerium.at/>)
- BMLFUW (2007) Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, BMLFUW September 2007
(<http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/52972/1/5659/>)
- Kreuzinger, N. (2007), Grundlagen des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement allgemein chemische Parameter, Wiener Mitteilungen 201, 133-180,
- Lindtner, S. (2007) persönliche Kommunikation
- Moog, O., Ofenböck, T., Stubauer, I., Hartmann, A. (2007), Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach WRG – Qualitätselement Makrozoobenthos (MZB), Wiener Mitteilungen 201, 87-132,
- Pfister, P. (2007), Grundlagen der Bewertung des guten Zustands nach Wasserrechtsgesetz - Qualitätselement Algen, Wiener Mitteilungen 201, 51-86,

Korrespondenz an:

Mag. Dr. Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: +43 (0)1 58801 – 22622

Fax: +43 (0)1 58801 – 22699

Mail: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

Starke Unterschiede in den Populationen filamentöser Organismen in kommunalen und industriellen Kläranlagen

Dick H. Eikelboom

Activated Sludge Information Systems (ASIS)

Abstract: Die vorgestellten Informationen basieren auf den Ergebnissen, die in zwei EU-geförderten Projekten von 1998 bis 2004 als Verbundprojekt mit niederländischen, italienischen, dänischen und deutschen Partnern erarbeitet wurden. Das Forschungsvorhaben beinhaltete die Untersuchung von etwa 200 Anlagen, die einen weiten Bereich verschiedener Industriezweige abdecken. Dabei stellte sich heraus, dass die Populationen von Fadenorganismen in Industrieanlagen sich stark von denen kommunaler Anlagen unterscheiden.

Key Words: Blähschlamm, Fadenbakterien, Bestimmung, Industrieanlagen, Bekämpfung

1 Einleitung

Blähschlamm, der von fadenförmigen Organismen hervorgerufen wird, ist weltweit nach wie vor ein ernstes Betriebsproblem auf zahlreichen Kläranlagen. Wegen der fädigen Struktur setzen sich die Belebtschlammflocken im Nachklärbecken nicht schnell genug ab, was zu einer unvollständigen Trennung von Biomasse und Ablauf führt. Zusätzlich tragen einige Arten filamentöser Bakterien zur Schaumbildung bei, einem weiteren großen Betriebsproblem auf Belebungsanlagen, weshalb fadenförmige Bakterien wichtige Organismen auf Kläranlagen darstellen. Für die Kontrolle ihres Wachstums ist es oft notwendig, dass man sie bestimmt und ihre Identität zu kennen, sowie Informationen über ihre Ökophysiologie (zB was fördert ihr Wachstum) verfügbar zu haben.

2 Bestimmungsmethoden

Aus Mangel an bessere Methoden, erfolgte die Bestimmung der fadenförmigen Organismen im Belebtschlamm für lange Zeit über ihr morphologisches Aussehen wie Größe und Form direkt in der Belebtschlammprobe sowie über ihre Reaktion bei verschiedenen Färbetechniken (Eikelboom & van Buijsen, 1983 und Eikelboom, 2001). Obwohl diese traditionelle Bestimmungsmethode eine große Hilfe für Kläranlagenbetreiber und Wissenschaftler war (und noch immer ist!), weiß man heutzutage, dass diese Methode keine absolut zuverlässigen Informationen zu einer exakten Identifizierung des beobachteten Organismus liefert. Deshalb ist es auch besser, die beobachteten Fadenbakterien als „Type“ oder „Morphotyp“ anstelle „Art“ und „Stamm“ zu bezeichnen, wenn Phasenkontrast- und Hellfeldmikroskopie zur Identifizierung herangezogen werden.

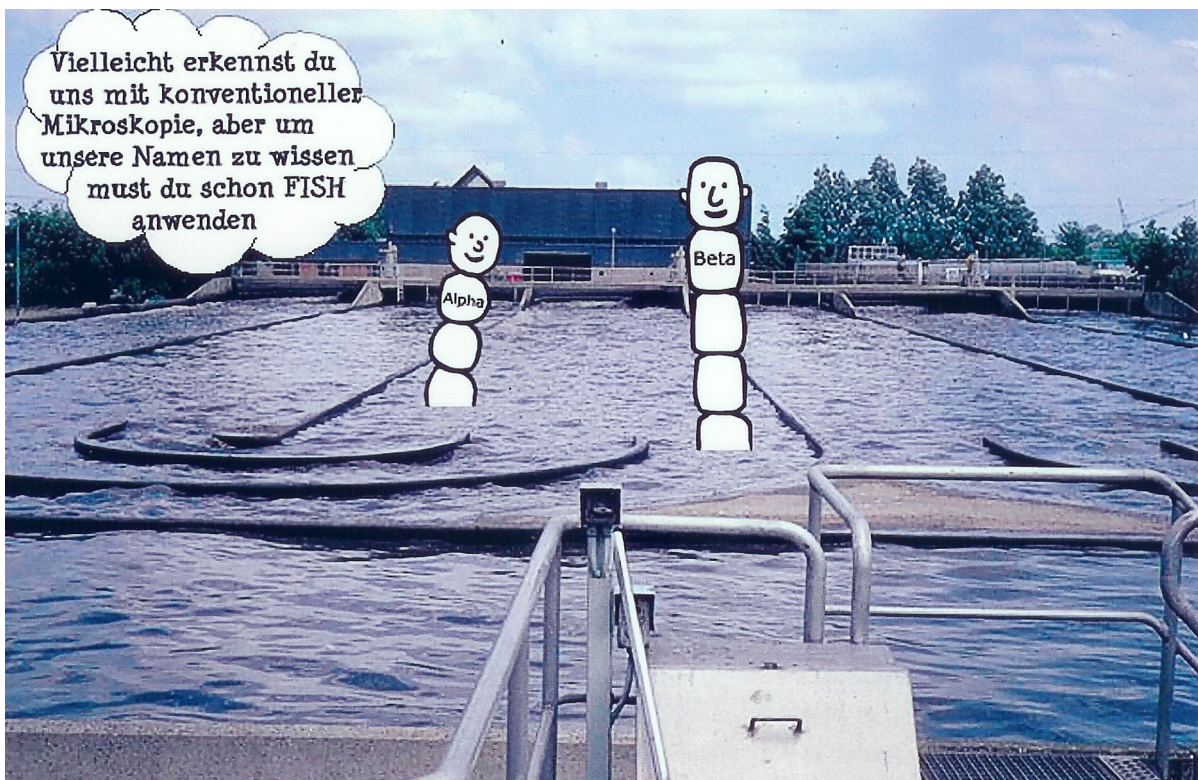


Abbildung 1: Die Absicherung der exakten Identität erfordert die Anwendung von FISH

Starke Unterschiede in den Populationen filamentöser Organismen in kommunalen und industriellen Kläranlagen

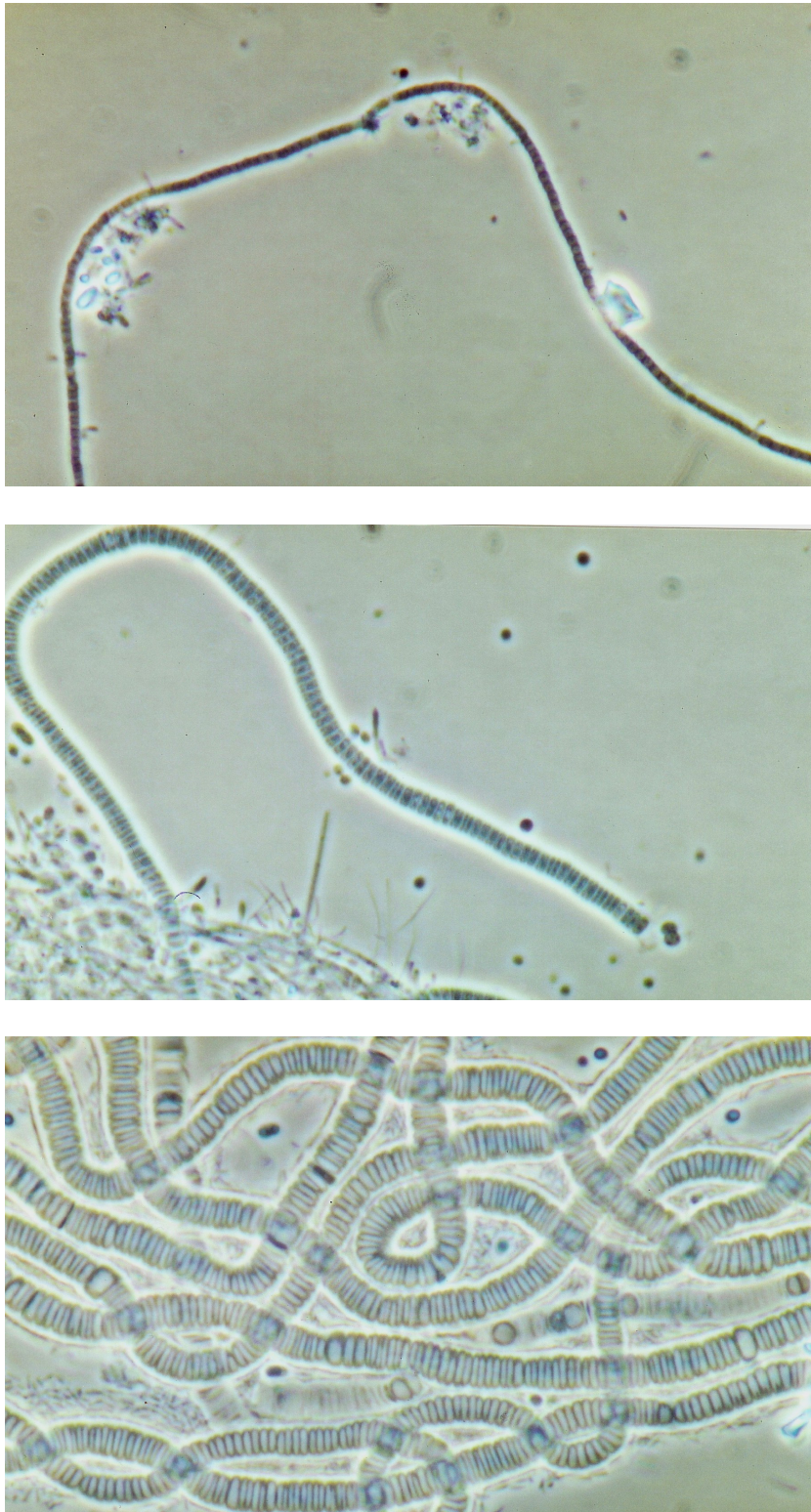


Abbildung 2: Die Morphologie von Candidatus *Alysiochromium bavaricum* kann sehr stark variieren, wie diese drei Bilder zeigen (derselbe Vergrößerung)

In den 1990er Jahren wurde eine auf genetischen Kriterien beruhende Identifizierungsmethode entwickelt. Die Identifizierung über FISH, einem Acronym für „Fluoreszenz In Situ Hybridisierung“, beruht auf spezifischen Zusammensetzungen der bakteriellen RNS in den Ribosomen. FISH führt zu einer genauen Bestimmung und Identifizierung der anwesenden Fadenbakterien, weshalb die Methode zuverlässiger ist als die konventionelle Bestimmung über Mikroskopie (Abbildung 1). Durch die Anwendung von FISH konnte gezeigt werden, dass ein spezifischer Morphotyp verschiedene Bakterienarten beinhalten kann. Zum Beispiel beinhaltet der Morphotyp *Haliscomenobacter hydrossis* etwa vier Arten und der Typ 1851 drei Arten. Das Gegenteil kann auch passieren: Verschiedene Morphotypen representieren dann nur eine Bakterienart (Abbildung 2).

Eine Identifizierung über FISH ist jedoch nur möglich, wenn sogenannte Gensonden vorhanden sind. Gensonden zu entwickeln ist relativ kompliziert und zeitaufwändig (Abbildung 3). Heute sind Gensonden für etwa 50% der dominanten Morphotypen, die in Belebungsanlagen vorkommen, verfügbar. Dies bedeutet, dass für eine zuverlässige Bestimmung der Population fadenförmiger Organismen oft beide Methoden eingesetzt werden müssen.



Abbildung 3: FISH kann nicht angewendet werden, wenn keine Gensonden verfügbar sind

3 Kommunale Belebungsanlagen

Zusammen mit etwa 20 eher seltenen Typen, kommen etwa 30 Morphotypen von fadenförmigen Bakterien in Abwasserreinigungsanlagen mit dominant kommunalem Zulauf vor. Die am häufigsten vorkommenden Typen können in drei Gruppen unterteilt werden, die sich nach dem Schlammbelastung gruppieren lassen:

1. Hochlast Morphotypen, wie verschiedene *Thiothrix* Arten (beinhaltet auch den früher unter der Bezeichnung 021N bekannten Faden), *S. natans*, *H. hydrossis* Morphotypen etc. Ihnen ist gemeinsam, dass sie relativ schnell wachsen, die meisten Arten einfache Kohlenstoffverbindungen für ihr Wachstum verwerten und alle Gram-negativ sind, was eine hydrophile Zelloberfläche bedeutet. Die meisten Arten wurden in Reinkulturen gezüchtet und Gensonden sind verfügbar, was bedeutet, dass eine erste Identifizierung über konventionelle Mikroskopie durch FISH bestätigt werden kann.
2. Schwachlast Morphotypen, wie Candidatus *Microthrix parvicella* und Morphotypen, denen Nummern wie Typ 1851, Typ 0803/0914, Typ 0092 und Typ 0041 zugeordnet sind. Die meisten Vertreter dieser Gruppe färben Gram positiv (→ hydrophobe Zelloberfläche), wachsen nicht sehr schnell und, soweit bekannt, verwenden komplexere organische Verbindungen für ihr Wachstum. Candidatus *M. parvicella* und zwei Typ 1851 ähnliche Stämme konnten in Reinkulturen gezüchtet werden und es konnten Gensonden entwickelt werden. Gensonden für die Identifizierung mit FISH sind auch für einige fadenförmige Typen, die zur Gruppe Typ 0041 gehören, verfügbar. Wegen der fehlenden Gensonden ist eine Abdeckung des kompletten Inventars an Schwachlastfäden auf kommunalen Kläranlagen mit FISH leider noch nicht möglich.
3. Eine kleine Gruppe besteht aus den *Nostocoida limicola* Morphotypen und den Vertretern der Nocardioformen. Sie färben alle Gram positiv. Einige Arten dieser zwei Gruppen konnten in Reinkulturen gezüchtet werden. Sie können ein breites Spektrum von Kohlenstoffverbindungen verwerten. Ein komplettes Set von Gensonden ist noch nicht verfügbar. Es stellte sich heraus, dass einige publizierte, auf für *N. limicola* gerichtete

Gensonden, nicht bei *N.limicola* aber bei anderen Arten ein Fluoreszenz Signal liefern (Müller *et al* 2005, Eikelboom, 2006).

Die Einführung der Nährstoffentfernung in den früher 90er Jahren des letzten Jahrhunderts führte zu einer völligen Veränderung der Populationen fadenförmiger Organismen auf kommunalen Kläranlagen. Die geringere Schlammbelastung und die Einbeziehung von anaeroben und/oder anoxischen Zonen verhinderten fast vollständig das Wachstum von Hochlastfäden. Im Gegenteil, Candidatus *M. parvicella* wird durch die Bedingungen für die Nährstoffentfernung in den meisten Anlagenkonfigurationen gefördert. Heutzutage ist Candidatus *M. parvicella* bei weitem das wichtigste fadenförmige Bakterium in modernen Kläranlagen. Die meisten anderen Arten sind von geringerer Wichtigkeit. Weil Candidatus *M. parvicella* (wie andere gram positive Bakterien ohne Scheide wie die Nocarioformen und *N. limicola*) auch zur Schaumbildung führt, stieg durch die weltweite Anwendung der Nährstoffentfernung auf Kläranlagen die Häufigkeit der beobachteten Betriebsprobleme stark an. Biologische Möglichkeiten einer Wachstumskontrolle von Candidatus *M. parvicella* sind aber noch nicht verfügbar. Längere Belüftungszeiten in Richtung völlige Nitrifikation führen zwar zu einer Reduktion der Population, verhindern jedoch nicht völlig das Wachstum von Candidatus *M. parvicella*, weshalb oft zusätzliche Al^{3+} Verbindungen zur Verminderung der Candidatus *M. parvicella* Population eingesetzt werden.

4 Blähschlamm auf industriellen Anlagen

Das durch fadenförmige Organismen verursachter Blähschlammproblem auf kommunalen Kläranlagen ist heute weitgehend gelöst. Es ist bekannt, welche fadenförmigen Organismen daran beteiligt sind und effiziente Bekämpfungsmaßnahmen wurden entwickelt. Deshalb stellt Blähschlamm auf gut geplanten und gut betriebenen modernen kommunalen Anlagen zur Nährstoffentfernung kein ernstes Problem mehr dar.

Im Gegenteil dazu war bis vor Kurzem über Blähschlamm auf industriellen Kläranlagen kaum zuverlässige Information verfügbar. Es war kaum bekannt, welche Fadenorganismen das problem verursachten und es stellte sich heraus,

dass die für kommunale Anlagen entwickelten Bekämpfungsstrategien bei industriellen Kläranlagen sehr oft nicht zum Ziel führten. Um diese Wissenslücke zu schließen, wurden zwischen 1998 und 2004 zwei von der EU geförderte Forschungsprojekte mit Partnern aus Italien, Dänemark, Deutschland und den Niederlanden durchgeführt. Das Forschungsprogramm beinhaltete etwa 200 Kläranlagen, die einen weiten Bereich industrieller Sektoren umfasste. Zusammengefasst wurden die folgenden Ergebnisse erzielt:

- In 74 % der untersuchten Proben wurden große Populationen filamentöser Organismen gefunden. Somit stellt Blähschlamm auf industriellen Kläranlagen noch immer ein ernstes Problem dar.
- In den Proben wurden 80 verschiedene Morphotypen gefunden, von denen 50 völlig unbekannt waren. Somit unterscheiden sich die Populationen fadenförmiger Organismen stark von den kommunalen Anlagen, was auch bedeutet, dass die Lösung des Problems weit komplizierter ist (Abbildung 4).
- Für die Bestimmung von häufigeren Arten wurden zahlreiche Gensonden entwickelt, um FISH anwenden zu können. In 50% der Proben konnte mit FISH eine komplette Identifizierung erreicht werden.
- Die Ernährungsbedürfnisse von mehreren häufiger beobachteten Arten konnten aufgeklärt werden. Dennoch ist auf diesem Gebiet noch mehr Forschung notwendig (Abbildung 5).
- Nur in seltenen Fällen war es möglich, das Vorhandensein spezifischer Arten mit der Abwassercharakteristik zu korrelieren.
- Für die Identifizierung industrieller Fadentypen wurden basierend auf FISH und konventioneller Mikroskopie drei Bestimmungsschlüssel entwickelt.

Die erhaltenen Ergebnisse sind auf CD-ROM zusammengefasst (Eikelboom, 2006). Detailliertere Information zu einzelnen Ergebnissen finden sich in publizierten Fachbeiträgen (Kragelund *et al* 2005, 2006, 2007, 2008; Levantesi *et al* 2004, 2006).



Abbildung 4: Im Vergleich mit kommunalen Anlagen können in industriellen Kläranlagen viel mehr fadenförmige Organismen Bläschlamm verursachen.



Abbildung 5: Die Nährstoffansprüche zahlreicher fadenförmiger Arten sind noch weitgehend unbekannt.

5 Blähschlammbekämpfung auf industriellen Anlagen

In diesem Kapitel werden Strategien zur Bekämpfung von Blähschlamm auf industriellen Kläranlagen kurz zusammengefasst. Für detailliertere Informationen über das Wachstum filamentöser Organismen und die Bekämpfungsmaßnahmen sei auf das Multimedia Paket "Prozessüberwachung" (Eikelboom, 2001) und andere Literatur (zB. Jenkins *et al* 2004; Lemmer und Lund, 2000; Tandoi *et al* 2005) verwiesen. Die Blähschlammbekämpfung stellt oft ein Puzzle mit fehlenden Steinen dar. Dies betrifft speziell das Fehlen von Informationen über Nährstoffbedürfnisse und Wachstumskinetik für die meisten der Arten filamentöser Bakterien, die in industriellen Kläranlagen vorkommen.

Ein systematischer Ansatz sollte immer damit beginnen, die Ursache für die Absetzprobleme zu suchen. Sind fadenförmige Organismen tatsächlich vorhanden, welche Arten oder Morphotypen sind im Schlamm dominant und gibt es Informationen über die verursachende Fadenarten? Auf industriellen Kläranlagen ist eine schlechte „Haushaltsführung“ eine Hauptursache für Betriebsprobleme. So sollten starke, kurzfristig auftretende Schwankungen bei Abwassermenge, Fracht, Temperatur, pH vermieden werden, da sie generell Blähschlammorganismen in ihrem Wachstum fördern. So können etwa Ausgleichsbehälter notwendig sein, um Stoßbelastungen auszugleichen. Die Beschäftigten im produzierenden Bereich sollten darüber Bescheid wissen, welche Einleitungen ins Kanalnetz biologische Systeme negativ beeinflussen. Sollte ein Unfall passieren, muss sofort die Kläranlage gewarnt werden (Abbildung 6).

Sauerstoffmangel reduziert die Aktivität der flockenbildenden Bakterien, wodurch die Nährstoffe länger für fadenförmige Organismen verfügbar sind. Um vollständig aerobe Bedingungen in der gesamten Schlammflocke aufrechtzuerhalten, sind Sauerstoffkonzentrationen von 2 mg/l im Belebungsbecken notwendig. Geringere Konzentrationen stimulieren oftmals das Wachstum von fadenförmigen Organismen, speziell in ausgelasteten oder überlasteten Anlagen. Überschlagsmäßig kann das notwendige BSB : N : P Verhältnis mit 100 : 5 : 1 angegeben werden. Stickstoff- oder Phosphormangel ist in zahlreichen industriellen Kläranlagen eine Ursache für Blähschlamm. Seltener spielt der mangel an Spurenelementen eine Rolle, was durch die Zudosierung von kommerziellen Nährstoffmixturen gelöst werden kann. Ist das



Abbildung 6: Die Betreiber der Kläranlagen sollten umgehend informiert werden, wenn sich ein Unfall ereignet

Abwasser reich an reduzierten Schwefelverbindungen, werden beinahe immer die verschiedenen *Thiothrix* Arten gefördert. Um Blähschlamm zu bekämpfen, der durch *Thiothrix* verursacht wird, müssen die reduzierten Schwefelverbindungen etwa durch eine Vorbelüftung entfernt werden bevor sie in das Belebungsbecken gelangen.

Drei alternative Wege verbleiben, wenn der Blähschlamm durch die eingangs erwähnten Maßnahmen nicht entfernt werden konnte. Im Gegensatz zu kommunalem Abwasser beinhalten die meisten industriellen Abwässer einen hohen Anteil von gelösten und oftmals leicht abbaubaren Verbindungen. Es ist wahrscheinlich, dass viele der fadenförmigen Morphotypen diese für ihr Wachstum verwenden, wie es für die bestuntersuchten Arten abgesichert ist. Wenn dieser Anteil weitgehend entfernt ist, bevor das Abwasser in das Belebungsbecken gelangt, kann die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Blähschlamm deutlich reduziert werden. Der gelöste Anteil kann durch die Einbindung eines hochbelasteten Beckens vor dem Belebungsbecken weitgehend entfernt werden. Fadenförmige Organismen wachsen nicht schnell genug, um sich in einem derart hoch belastetem Becken erhalten zu können. Wieder können drei Optionen unterschieden werden.

- Eine zweistufige anaerob – aerob Konfiguration stellt einen gut bekannten Prozess dar. Sie verhindert das excessive Wachstum zahlreicher fadenförmiger Arten, kann aber oft durch *Haliscomenobacter hydrossis* oder *Nocardioforme* verursachten Blähschlamm nicht bekämpfen.
- Ebenso bekannt ist eine zweistufige aerob – aerob Konfiguration mit Zwischenklärbecken und Schlammrückführung. Aerob – aerob wird auch in Kombination mit Tropfkörpern und einer schwach belasteten zweiten Belebungsstufe eingesetzt.
- Eine weitgehende Entfernung der gelösten Zulauffraktion kann auch durch die Implementierung einer Hochlaststufe ohne Zwischenklärung und Schlammrückführung erreicht werden. Das belüftete Abwasser bleibt etwa sechs Stunden im Becken fließt danach ohne Absetzvorgang direkt in das Belebungsbecken der zweiten Stufe. Diese relativ kostengünstige Lösung wurde erfolgreich in einigen industriellen Kläranlagen in den Niederlanden eingesetzt.

Der zweite Weg betrifft den Einsatz von Selektoren. Es kann zwischen aeroben, anoxischen und anaeroben Selektoren unterschieden werden. Im Gegensatz zur oben beschriebenen Variante stellt der hoch belastete Selektor keine eigene Stufe dar, sondern ist mehr oder weniger ein Teil des Belebungsbeckens. Das Ziel des Selektors ist es, flockenbildende Bakterien in ihrem Wettstreit um das verfügbare Substrat gegenüber Fadenbakterien zu begünstigen. Selektoren sind jedoch nicht effektiv gegen fadenförmige Bakterien mit hoher Substratspeicherkapazität.

Es ist immer empfehlenswert, Pilotversuche durchzuführen, bevor Maßnahmen gesetzt werden, die einen Umbau der bestehenden Anlage notwendig machen.

Die dritte Strategie zur Verbesserung der Absetzgeschwindigkeiten von Belebschlamm betrifft die Zugabe von Chemikalien, die entweder auf die Zerstörung der fadenförmigen Bakterien abzielen oder zu einer Flockenvergrößerung beziehungsweise Flockenbeschwerung führen. Dies stellt jedoch nur eine Kurzzeitlösung dar, kann aber notwendig werden, wenn der Blähschlamm zu einem signifikanten Verlust an Biomasse aus der Anlage führt und eine sofortige Maßnahme notwendig ist.

6 Literatur

Eikelboom, D.H. und H.J.J. van Buijsen (1983) Handbuch für die mikroskopische Schlammuntersuchung. *F. Hirthammer Verlag*, München

Eikelboom, D.H. (2001) Prozessüberwachung von Belebungsanlagen durch mikroskopische Schlammuntersuchung. CD-ROM + Handbuch. *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.*, Hennef

Eikelboom, D.H. (2006) Identification and control of filamentous micro-organisms in industrial wastewater treatment plants. CD-ROM. *IWA Publishing*, London, UK.

Jenkins, D., M.G. Richard and G.T. Daigger (2004) Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other solids separation problems. *IWA Publishing*, London, UK.

Kragelund, C., Y. Kong, J. van der Waarde, K. Thelen, D.H. Eikelboom, V. Tandoi, T.R. Thomsen & P. H. Nielsen, (2006). Ecophysiology of different filamentous *Alphaproteobacteria* species from industrial waste water treatment plants. *Microbiology* **152**, 3003-3012.

Kragelund, C., C. Levantesi, A. Borger, K. Thelen, V. Tandoi, D. Eikelboom, Y. Kong, J. van der Waarde, J. Krooneman & other authors (2007). Identity, abundance and ecophysiology of different filamentous *Chloroflexi* species from activated sludge treatment plants. *FEMS Microbiol Ecol* **59**, 671-682.

Kragelund, C., C. Levantesi, A. Borger, K. Thelen, D. Eikelboom, V. Tandoi, Y. Kong, J. Krooneman, P. Larsen, T. Rolighed Thomson and P.H. Nielsen (2008). Identity, abundance and ecophysiology of filamentous bacteria belonging to *Bacteroidetes* present in industrial activated sludge plants. Accepted for publication in *Microbiology*.

Kragelund, C., J.L. Nielsen, T.R. Thomsen & P.H. Nielsen, P. H. (2005). Ecophysiology of the filamentous Alphaproteobacterium *Meganema perideroedes* in activated sludge. *FEMS Microbiol Ecol* **54**, 111-122.

Lemmer, H und G. Lind (2000) Blähschlamm, Schaum und Schwimmschlamm – Mikrobiologie und Gegenmassnahmen. *F. Hirthammer Verlag*, München, Germany.

Levantesi, C., Beimfohr, C., Geurkink, B., Rossetti, S., Thelen, K., Krooneman, J., Snaidr, J., van der Waarde, J. & Tandoi, V. (2004). Filamentous *Alphaproteobacteria* associated with bulking in industrial wastewater treatment plants. *Syst Appl Microbiol* **27**, 716-727.

Levantesi, C., S. Rossetti, C. Beimfohr, K. Thelen, J. Krooneman, J. van der Waarde & V. Tandoi, (2006). Phylogeny, physiology and distribution of '*Candidatus Microthrix calida*', a new *Microthrix* species isolated from industrial activated sludge wastewater treatment plants. *Env. Microb.*, Vol. **8**, 1552-1563

Müller, E., M. Schade and H. Lemmer (2005) Filaments in scum: detection and identification quality of classical microscopic sludge analysis vs. fluorescence in situ hybridisation. In: *Proc. 4th Activated Sludge Population Dynamics Conference, Brisbane, Australia* and submitted for publication

Tandoi, V., D. Jenkins and J. Wanner (2005) Activated sludge separation problems – Theory, Control Measures, Practical Experiences. *IWA Publishing*, London, UK.

Korrespondenz an:

Autor: Dick H. Eikelboom

Institution: ASIS

Adresse: Deventerweg 38; 7203 AK Zutphen; Niederlande

Tel: +31 575 513267

eMail: eikelboom@asissludge.com

Biologisch wirksame Zusatzstoffe in der Abwasserreinigung

Dr. Hilde Lemmer

Bayerisches Landesamt für Umwelt, München

Zusammenfassung: Zur Ertüchtigung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen werden seit Jahren Hilfsmittel angeboten, die auf verschiedenste Weise zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit von Kläranlagen beitragen sollen. Im vorliegenden Beitrag wird die Auswahl auf biologisch wirksame Zusatzstoffe beschränkt.

Für Bakterienpräparate und solche aus Enzymen mit oder ohne Bakterienzusatz gibt es durchaus Einsatzgebiete, wo sie erfolgreich angewendet werden können. Dabei sind nach sorgfältiger Auswahl der für die anstehenden Probleme geeigneten Präparate unterstützende Maßnahmen notwendig, wie An- und Weiterzucht von Bakterien zur Erzielung der notwendigen Wachstumsrate oder eine gute Einmischung ausreichender Konzentrationen an Enzymen an dafür geeigneten Dosierstellen. Die dadurch erzielten Ergebnisse lassen sich auch naturwissenschaftlich nachvollziehen.

Schwieriger ist die Bewertung des Einsatzes von Präparaten mit Vitaminen, Spurenstoffen sowie sonstigen Substanzen wie Aktivatoren, da deren Art und Zusammensetzung oft nicht bekannt sind. Die durch eine Tensidzugabe nach Vorschrift erreichbare Konzentrationserhöhung an oberflächenaktiven Substanzen ist für auf dem Zusatzstoffe-Markt erhältliche Präparate so gering, dass eine durch diese Tensidzugabe erzielte Wirkung im Vergleich zu der in der Anlage vorliegenden Tensidausstattung nicht nachzuvollziehen ist.

Key Words: Abwasserreinigungsanlage, Aktivatoren, Bakterienpräparate, biologische Zusatzstoffe, Enzympräparate, Tensidpräparate, Vitaminpräparate

1 Einleitung

Zur Ertüchtigung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen werden seit Jahren Hilfsmittel angeboten, die auf verschiedenste Weise zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit von Kläranlagen beitragen sollen. Die Einsatzgebiete reichen dabei von der Steigerung der Abbauleistung, insbesondere im Hinblick auf den Abbau von Problemstoffen, Abfangen von Belastungsspitzen, Verbesserung der Absetzeigenschaften, über die Verminderung des Anfalls an Reststoffen wie Überschussschlamm und Faulschlamm bis hin zur Erhöhung der Ausbeute an Faulgas.

Schon 1990 veröffentlichten Sarfert et al. als Vorgänger der jetzigen DWA-Arbeitsgruppe KA 6.1 "Blähschlamm, Schwimmschlamm, biologische Zusatzstoffe" eine Beurteilung des Einsatzes biologischer Zusatzstoffe, die im Wesentlichen bis heute Gültigkeit hat. Zur Aktualisierung der angebotenen Präparatetypen sowie ihrer Einsatzgebiete wird derzeit in einer Kooperation der DWA-Arbeitsgruppen KA 6.1 sowie AK 1.6 "Klärschlammdeintegration" ein umfangreicher Bericht zum vorliegenden Thema mit einer ausführlichen Literaturrecherche, Ergebnissen einer Fragebogenaktion zum Einsatz von Zusatzstoffen auf verschiedenen Kläranlagen, einer naturwissenschaftlichen Bewertung nach dem Stand des Wissens sowie Hinweisen zu Wirtschaftlichkeitsprüfung und Plausibilitätskontrolle erstellt. Dieser wird im laufenden Jahr in der Fachpresse veröffentlicht (DWA 2008).

Neben der Vorstellung des Präparate-Angebots wird in beiden Berichten auch die Problematik des Wirknachweises angesprochen, der insbesondere im großtechnischen Betriebsversuch oft schwierig zu führen ist. In den seltensten Fällen liegt der Idealfall vor, der es ermöglicht, Versuche in parallel betriebenen, unabhängigen Reinigungseinheiten als Versuchs- bzw. Kontrollstraße zu fahren, um schon im Vorfeld den Einfluss unterschiedlichster Substrat- und Milieufaktoren zu minimieren und erfolgversprechende Veränderungen als signifikant, d.h. außerhalb des statistischen Schwankungsbereichs, erkennbar machen zu können. Meist laufen Versuche mit und ohne Einsatz von Zusatzstoffen nacheinander während "vergleichbarer Versuchszeiträume" ab, was aufgrund natürlicher Schwankungen verschiedenster Parameter wie Unterschiede in Zulaufqualität und -quantität, saisonale Einflüsse etc. die Erkennung signifikanter Unterschiede und damit die Beurteilung eines erfolgreichen Einsatzes erschwert oder un-

möglich macht. Neben einer genauen Definition des zu beseitigenden Problems ist daher auch größtes Augenmerk auf die Auswahl der Messgrößen zu legen, über die ein etwaiger Erfolg entschieden werden soll. Ausführliche Hinweise hierzu werden im o.g. DWA-Bericht gegeben (DWA 2008).

Darüber hinaus ist natürlich grundsätzlich zu bedenken, dass bei Schwierigkeiten, die über einen langen Zeitraum bestehen, die Ursachen gefunden und beseitigt, das Übel also an der Wurzel gepackt werden sollte. Lediglich bei Problemen, die nur zeitweise auftreten, oder zur Überbrückung eines begrenzten Zeitraums bis zu einer umfassenden Betriebssanierung wie etwa eine Betriebserweiterung oder die Umstellung auf ein anderes Verfahren kann der Einsatz von Hilfsmitteln erwogen werden.

Im vorliegenden Beitrag, der eine Vorschau auf den ausführlichen DWA-Bericht gibt, wird die Auswahl auf biologisch wirksame Zusatzstoffe beschränkt. Diese umfassen Bakterienpräparate, Enzympräparate mit oder ohne Bakterienzusatz, Vitamine und Spurenstoffe, Tenside sowie sonstige Substanzen wie "Aktivatoren".

Zu jedem Präparatetyp wird zunächst ein kurzer Umriss darüber gegeben, wie die Mittel nach Angaben des Herstellers wirken sollen. Dann erfolgt eine Beurteilung darüber, ob und unter welchen Bedingungen die verschiedenen Wirkungsweisen naturwissenschaftlich nachvollzogen werden können. Darüber hinaus erfolgt eine kurze Bewertung der Erfolgsaussichten eines Einsatzes sowie Bemerkungen zur Betriebsoptimierung mit und ohne Hilfsmittel.

2 Was wird heute zur Dosierung angeboten?

2.1 Bakterienpräparate

2.1.1 Wirkung und Einsatzgebiete

Bakterienpräparate werden angeboten, um durch die Einbringung von "Stoffwechselspezialisten" die Abwasserbiozönosen bei Einbrüchen der Reinigungsleistung bzw. beim Abbau bestimmter Abwasserinhaltsstoffe zu unterstützen. Die Bakterien kommen dabei oft als gefriergetrocknete Präparate zum Einsatz.

Sie sind beispielsweise gedacht zur Ertüchtigung von Kläranlagen beim Abbau von schwer abbaubaren Substanzen, zur Förderung der Nitrifikationsleistung oder auch zur Steigerung der Methanausbeute im Faulraum. Weiter soll die Menge an Überschussschlamm vermindert werden können.

2.1.2 Biologische Grundlagen

Beim Einsatz von Bakterienpräparaten müssen sich die zugegebenen Bakterien hinsichtlich Wachstumsrate und Stoffwechselleistung mit der schon vorliegenden Biomasse messen. Hier liegt das größte Problem für den erfolgreichen Einsatz, da die an einen vorgegebenen Abwasserfluss und die entsprechenden Milieubedingungen angepassten Biozöosen aufgrund ihrer höheren Arten- und Stoffwechselvielfalt und der damit einhergehenden gewaltigen Anpassungsfähigkeit einen großen Konkurrenzvorteil haben. Daher spielt der Zusatz von Bakterienpräparaten im kommunalen Bereich keine Rolle (Sarfert et al. 1990). Im Gegensatz dazu kann der Einsatz im industriellen Bereich mit oft komplexen, einseitig zusammengesetzten und schwer abbaubaren Substanzen und damit extremen Umweltbedingungen den Abbau – zumeist beim Einfahren der Anlage - fördern, wenn geeignete Spezialisten eingesetzt werden (z.B. Kunst 1984, Dott et al. 1989, Wilderer et al. 1991). Nach längerer Betriebsdauer gleichen sich allerdings im Hinblick auf ihre Abbau-Leistung Systeme, die nicht mit Bakterien beaufschlagt wurden, in vielen Fällen denen mit Bakterienzusatz an (Laube et al. 1993, Franz und Matsché 1994, Loperena et al. 2007).

Die zugegebenen Organismen müssen je nach Aufenthaltsort im System verschieden hohen Ansprüchen an ihre Wachstumsrate genügen. Am schwersten haben es dabei Bakterien, die nach Zugabe frei in der Wasserphase vorliegen, da sie zum einen eine Wachstumsrate mindestens in Höhe der hydraulischen Aufenthaltszeit erbringen müssen, um nicht sofort aus dem System ausgespült zu werden. Zum anderen sind diese Organismen extrem gefährdet, dem Fraßdruck von seiten einzelliger Protozoen oder mehrzelliger Metazoen zu erliegen (vgl. z.B. Bouchez et al. 2000). Bei einer kurzfristigen und erfolgreichen Adsorption an Belebtschlammflocken nach Zugabe zum System hingegen können sich die Bakterien des Präparates eine Wachstumsrate im Bereich der Aufenthaltszeit der Biomasse "leisten", d.h. im Bereich des Schlammalters der Kläranlage. Werden die Organismen des Präparates hingegen in Form eines Biofilms angeboten, z.B. durch Einbettung in oder Aufbringung auf Trägermaterialien, können sie auch bei noch niedrigeren Wachstumsraten im System verbleiben.

Zur Erlangung einer ausreichenden Wachstumsrate bzw. einer hohen Abbauleistung ist es zunächst erforderlich, dass die Bakterien des Präparates so gut vor-kultiviert werden, dass sie sich nicht in ihrer Anlaufphase befinden, sondern in der exponentiellen Wachstumsphase (Edgehill und Finn 1983). Zum anderen müssen für die eingebrachten Organismen geeignete Milieu- und Substratbedingungen vorliegen, um sich im Einsatzort etablieren und behaupten zu können. Das bedeutet im Umkehrschluss, es müssen auch die richtigen Organismen eingesetzt werden, wie Bock et al. (1991) am Beispiel des Zusatzes von Nitrifikanten zeigten. Organismen, die nicht zur Adaptation fähig sind, werden hingegen schnell ausgewaschen (Gschlöbl et al. 1995). Eine erfolgreiche Etablierung beruht weiter auf einem ausgewogenen Verhältnis an Substratkonzentration zu Organismen (F/M ratio), d.h. eine zu geringe Konzentration an Organismen ist genauso wirkungslos wie eine ungenügend hohe Substratkonzentration am Aufenthaltsort des Organismen (Lewandowski et al. 1986). So wird sich beispielsweise kein Erfolg einstellen, wenn Bakterien entsprechend der Vorschrift einmalig in einem Verhältnis von Präparatebakterien zu Belebtschlamm-bakterien von $1:10^7$ eingebracht werden (z.B. Boon et al. 2000, Kreuzinger 2001a, b). Weiter ist ein erfolgreicher Einsatz unwahrscheinlich, wenn Bakterien in die Wasserphase einer niedrig belasteten Kläranlage dosiert werden, wenn das zu verwendende Substrat im Wesentlichen an die Flocken gebunden vorliegt.

Was Herstellerangaben zu einer Verminderung der Überschussschlamm-Menge betrifft, so ist aus naturwissenschaftlicher Sicht zu berücksichtigen, dass der Abbau von Substanzen immer mit einem Ertrag an Bakterien einhergeht. Wenn also Bakterien wachsen, wird auch Biomasse gebildet. Eine nur kurzfristig erzielte Verminderung der Biomassekonzentrationen ist also eher auf die Verminderung von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) oder den Abbau partikulären Substrats zurückzuführen (z.B. Hoffmann und Tränckler 1997). Wird die Produktion an Überschussschlamm hingegen langfristig gesenkt, beruht das auf dem Abbau von lysierten Zellen (z.B. "Schlammstabilisierung" bei hohem Schlammalter; vgl. hierzu auch Kap. 3).

2.1.3 Notwendige Maßnahmen zum erfolgreichen Einsatz

Für einen erfolgreichen Einsatz von Bakterienpräparaten sind verschiedene Maßnahmen zu ergreifen. Zunächst sind für die Problembehebung geeignete Bakterien auszuwählen. Um zu garantieren, dass die zugesetzten Bakterien in der exponentiellen Wachstumsphase vorliegen und dass sie auch in genügender

Menge angeboten werden, kann die Vorkultivierung bzw. stetige Anzucht in einem parallel betriebenen Reaktor bzw. die Zugabe zum System im Nebenstrom erfolgen. Dem Fraßdruck und der Auswaschung aus der Wasserphase kann durch Fixierung auf Trägermaterialien entgegengewirkt werden. Für eine Einbettung bieten sich Alginat und andere hochmolekulare Stoffe an. Für die Ausbildung von Biofilmen bietet sich die Anlagerung an in den Reaktor eingebrachte Trägermaterialien an.

2.2 Enzympräparate mit und ohne Bakterien

2.2.1 Wirkung und Einsatzgebiete

Enzyme sind katalytisch wirksame Proteine, die durch Herabsetzen der Aktivierungsenergie den Abbau organischer Verbindungen substrat- und wirkungsspezifisch fördern.

Eine aktuell durchgeführte Befragung zur Dosierung von Zusatzstoffen, die die DWA-AG AK 1.6 auf einer Vielzahl von Kläranlagen durchgeführt hat (Müller et al. 2007, vgl. auch DWA 2008), ergab als Schwerpunkt im Bereich Klärschlammreduktion den Einsatz von Enzympräparaten, die vor allem Mischungen aus Hydrolasen enthielten, insbesondere Cellulose- bzw. Fettsäure- abspaltende, d.h. Cellulasen und Lipasen.

Das Haupteinsatzgebiet für Enzympräparate ist die Verminderung der Produktion an Klärschlamm durch Aufschluss von Faulschlamm zur weiteren Verwertung durch Mikroorganismen und damit einhergehender Steigerung der Methan- ausbeute. Lipasen werden eingesetzt bei Problemen mit fetthaltigen Stoffen zur Verringerung partikulären Substrats. Weiter werden Enzyme zur Lösung von Verzopfungen angeboten.

2.2.2 Biologische Grundlagen

Für einen erfolgreichen Einsatz von Enzympräparaten ist es essentiell, das Enzym mit dem Substrat in engen Kontakt zu bringen, d.h. es gut einzumischen. Da Enzyme in einer im Hinblick auf Stoffwechsel hoch aktiven Umgebung wie Belebt- oder Faulschlamm sehr schnell einem Abbau unterliegen, werden sie oft in Trägermaterialien eingebettet eingebracht. In biotechnologischen Verfahren

werden lediglich "billige" Enzyme auch ohne Schutzmaßnahmen angewendet (Hartmeier 1986).

Wie schon bei den Bakterienpräparaten angeführt, ist auch für die Enzympräparate eine ausreichende Konzentration im System erforderlich, um eine Wirkung zu erzielen. Verschiedene Literaturhinweise ergeben eine Größenordnung von mg im höheren dreistelligen Bereich pro kg organische Trockenmasse der vorliegenden Schlammbiozönose, so z.B. 500-800 mg Enzym/kg oTR in den Untersuchungen von Burbaum et al. (2002) oder 700 mg/kg oTR bei Barjenbruch et al. (2001), um den gewünschten Effekt zu erzielen. Neben einer Unterdosierung kann auch eine zu hohe Dosierung zum Misserfolg führen (z.B. Dichtl und Temper 1997, Burbaum 2002).

2.2.3 Notwendige Maßnahmen zum erfolgreichen Einsatz

Wird das Präparat in genügend hoher Konzentration und ausreichender Durchmischung eingebracht, kann sich prinzipiell der gewünschte Erfolg einstellen. Wie oben erwähnt, ist dabei die Auswahl des geeigneten Präparates essentiell. Hier besteht allerdings oft die Schwierigkeit, dass dessen Zusammensetzung nicht klar definiert ist. Daher empfehlen verschiedene Autoren grundsätzlich die Durchführung von Vorversuchen, um die Eignung des Enzympräparates für die Beseitigung eines vorgegebenen Problems zu bestimmen, bevor ein großtechnischer Einsatz erwogen wird (Zander-Hauck 1997, Dichtl und Temper 1997, Burbaum et al. 2002, Reipa und Schmelz 2003).

2.3 Vitamine und Spurenelemente

2.3.1 Wirkung und Einsatzgebiete

Vitamine wirken als Bestandteile von Coenzymen oder prosthetischen Gruppen bei Stoffwechselprozessen katalytisch und steuernd. Spurenelemente sind häufig Cofaktoren oder Bestandteile von Enzymen, die anorganische Elemente oder Verbindungen umsetzen.

Als Einsatzgebiete werden von Herstellerseite Leistungssteigerung und die Verminderung der Menge an Überschussschlamm genannt.

2.3.2 Biologische Grundlagen

Untersuchungen aus den 1990er Jahren haben zu einer Reihe von Patenten geführt, die sich mit der Verwertung von Klärschlamm als Quelle von Vitaminen befassen, da unter anderem in diesem Medium Vitamine in hoher Konzentration vorliegen. Auch Untersuchungen von Lemmer und Nitschke (1994) ergaben insbesondere im kommunalen Bereich keinen Bedarf der Biozöten an Vitaminen. Wie schon bei den Bakterienpräparaten erwähnt, ist daher ein Einsatz eher dem industriellen Bereich mit einseitiger Abwasserzusammensetzung vorbehalten. So zeigte etwa Belebtschlamm aus einer Anlage der Papierindustrie einen Mangel an Thiamin (Lemmer et al. 1998).

Untersuchungen zum Erfolg einer Zugabe von Folat zur Verminderung von Überschussschlamm ergeben Widersprüche (Pfeiffer 2007). In einem sequencing batch-Reaktor im halbtechnischen Maßstab erwies sich die Zugabe als erfolgreich, im Labormaßstab nicht. Möglicherweise waren hier nicht die Folat-Zugabe an sich, sondern Unterschiede in Misch- und Belüftungsintensität und/oder Schlammalter ausschlaggebend. Diese Parameter haben eine starke Auswirkung auf die Produktion von Überschussschlamm (Abbassi et al. 2000; vgl. auch Kap. 3).

Aufgrund der bisher zur Verfügung stehenden widersprüchlichen Untersuchungsergebnisse sind die versprochenen Wirkungen auf die Schlamm-Biozöten naturwissenschaftlich nicht nachvollziehbar.

2.3.3 Notwendige Maßnahmen zum erfolgreichen Einsatz

Vitamine unterliegen, wie auch die anderen biologischen Zusatzstoffe, in den höchst stoffwechselaktiven Schlamm-Biozöten schnell einem Abbau. Darüber hinaus werden sie auch durch chemische Hydrolyse rasch inaktiviert. Sie müssen daher in einer "stabilisierten" Form zugegeben werden.

2.4 Tenside

2.4.1 Wirkung und Einsatzgebiete

Tenside mit ihrem hydrophilen und lipophilen Molekülteil können durch Anlagerung an Grenzflächen Oberflächenspannung und andere Grenzflächenspannungen vermindern. Damit erleichtern synthetische Tenside auch die Emulgie-

rung lipophiler Stoffe, was z.B. zur Unterstützung des biologischen Abbaus von Ölteppichen auf Wasser angewendet wird. Sehr hohe Konzentrationen an Tensiden können zur Auflösung, d.h. Lyse, von Zellen führen, weshalb z.B. kationische quaternäre Ammoniumverbindungen als Desinfektionsmittel zum Einsatz kommen.

Aufgrund der vielfältigen Möglichkeiten sind auch die von Herstellern von Tensid-Präparaten angegebenen Einsatzgebiete unterschiedlichster Natur. Sie sollen dem verbesserten Abbau sowie der besseren Belüftung dienen, indem sie lipophile Stoffe emulgieren bzw. die Koaleszenz der Luftblasen und damit die Blasengröße im Belebungsbecken verringern. Zudem seien sie durch ihre Fähigkeit, Zellen zu lysieren, geeignet, die Menge an Überschussschlamm zu verringern.

2.4.2 Biologische Grundlagen

Tenside können aufgrund ihres amphiphilen Charakters mit einem wasserabstoßenden, hydrophoben und einem hydrophilen Molekülteil den Abbau von schwer abbaubaren Substanzen durch deren verbesserte Verteilung erleichtern. Das machen sich Mikroorganismen wie *Acinetobacter* sp. oder Actinomyceten durch Ausscheidung von Biotensiden zunutze, mit Hilfe derer sie lipophile Stoffe emulgieren (Lemmer et al. 2000). Zusätzlich können Tenside den Widerstand von Zellmembranen verringern, was zur verbesserten Aufnahme bestimmter Substanzen in die Zelle führt (Özoguz und Rübiger 1994 a, b). Wie schon oben erwähnt, sind auch hier ausreichende Konzentrationen notwendig.

Eine Auswirkung zudosierter Tenside auf die Koaleszenz von Luftblasen ist nicht zu erwarten, da im Allgemeinen die im Abwasser befindlichen Tenside die kritische Koaleszenzkonzentration CCC ohnehin schon überschreiten (Grau 2006), so dass es jedenfalls zu einer Koaleszenzhemmung kommt.

Zum Thema Tensidzugabe zur Zell-Lyse, um damit – nach Herstellerangabe – eine Verringerung des Überschussschlamm-Anfalls zu erzielen, gibt es Hersteller-unabhängige Untersuchungen. Im Fall von prokaryotischen Zellen ergab die Zugabe von Natriumdodecylsulfat (SDS), dass es bei einer Konzentration von 54 mg/l etwa 50% einer *Bacillus subtilis*-Population aufzuschließen imstande war (Tsuchido et al. 1990). Triton lysierte bei Einsatz von 50-100 mg/l frei in der Wasserphase exponierte Zellen des Fadenbakteriums *Sphaerotilus natans*

(Kitatsui et al. 1996). Eukaryotische Zellen hingegen bedürfen noch höherer Konzentrationen in der Größenordnung der kritischen Mizellkonzentration, d.h. beispielsweise für SDS 2,3 g/l (Kosswig und Stache 1993).

Bei den derzeit angebotenen Tensid-Präparaten gibt es von Herstellerseite unzureichend klare Maßgaben, welche Mengen in den Reaktor zu dosieren sind. Lediglich eine Untersuchung an der Kläranlage Neuss ergibt Hinweise auf Konzentrationen durch Angaben des Betriebs, wonach in den Versuchen täglich 3-25l eines linearen Fettalkohols in das Belebungsbecken zugegeben wurden (Wittau 2005). Das ergibt z.B. für SDS, bezogen auf beaufschlagtes Beckenvolumen und Dichte sowie unter der Annahme des Einsatzes einer 100%igen Lösung, eine Konzentration an 0,17-1,43 mg/l Tensid, was im Vergleich zu den ohnehin vorliegenden Tensidmengen im Becken unbedeutend ist.

2.4.3 Notwendige Maßnahmen zum erfolgreichen Einsatz

Aus naturwissenschaftlicher Sicht ist eine erfolgreiche Anwendung der auf dem Markt befindlichen Tensidpräparate für die angegebenen Einsatzgebiete nicht nachvollziehbar, da von der Dosierung, die im Vergleich zu den im Betrieb ohnehin vorliegenden Tensid-Konzentrationen niedrig ist, keine zusätzliche Wirkung zu erwarten ist. Wie schon bei den anderen Präparaten erwähnt, ist jedenfalls eine ausgewogene Menge an Tensid einzusetzen. Dabei ist es nach einschlägigen Untersuchungen von Vorteil, die Konzentration nicht auf den zugeführten Wasserstrom bzw. das Reaktorvolumen zu beziehen, sondern ähnlich den Überlegungen zur Schlammbelastung auf die im Reaktor befindliche Biomasse (Özoguz und Rübiger 1994a, b). Im Falle schlecht oder nicht abbaubarer Tenside wie etwa quaternäre Ammoniumverbindungen wäre es denkbar, dass es bei starker Adsorption zu einer erheblichen Konzentrationssteigerung an der Biomasse kommt (Kosswig und Stache 1993). Diese Gefahr besteht allerdings nicht bei leicht abbaubaren Tensiden, da deren Konzentration in Abwasser durch steten mikrobiellen Abbau niedrig gehalten wird.

2.5 Aktivatoren und sonstige Substanzen

2.5.1 Wirkung und Einsatzgebiete von Aktivatoren

Meist handelt es sich dabei um chemisch schlecht definierte Extrakte aus Pflanzen, die neben pharmazeutisch und biozid wirkenden Substanzen Vitamine,

Aminosäuren, Biotenside sowie Spurenelemente enthalten, die oberflächenaktiv wirken und die Enzym- und Stoffwechselfähigkeit beeinflussen können (Kunz et al. 1992).

Dementsprechend wird als Haupteinsatzgebiet die Steigerung der Abbauleistung von Abwasserbiozönosen angegeben.

2.5.2 Biologische Grundlagen zu Aktivatoren

Beim Einsatz von "Aktivatoren" und anderen die Biomasse aktivierenden Substanzen besteht die Schwierigkeit des naturwissenschaftlichen Nachweises eines Effekts, da die Zusammensetzung der eingesetzten Produkte oft schwer fassbar ist.

2.5.3 Sonstige Stoffe

Weitere Zusatzstoffe wie toxische Substanzen, die als Entkoppler der Atmungskette wirken ("metabolic uncouplers") werden nicht kommerziell angeboten. Daher wird auch die Literatur hierüber in diesem Bericht nicht berücksichtigt.

3 Und was ist ohne Dosierung zu erreichen?

Es sollte immer im Auge behalten werden, ob viele "Wehwehchen" im Kläranlagenbetrieb nicht durch einfache Umstellungen in Wartung, Betrieb und Fahrweise der Anlage zu lindern sind, auch ganz ohne Zusatz von Hilfsstoffen.

So zeigte sich in vielen Fällen, dass die Zugabe von Bakterienpräparaten zwar die Anlaufphase eines Abwasserreinigungsprozesses beschleunigte. Bei Tolerierung einer Startphase von etwa 2 Wochen wurde jedoch vielfach auch ohne Zugabe von Bakterien eine gute Reinigungsleistung erzielt (z.B. Laube et al. 1993). Durch das Angebot von Aufwuchsflächen als Trägermaterial können auch ohne Zugabe externer Bakterien im System befindliche Abbauspezialisten auf Dauer angereichert bzw. angesiedelt werden (z.B. Heitkamp et al. 1990).

Vor dem Einsatz hydrolytischer Enzyme im Faulraum zur Desintegration von Schlamm zum Zweck der Erhöhung von Schlammabbau und Gasausbeute kann auch versucht werden, durch Umstellung der Umweltbedingungen die Aktivität der bereits vorliegenden Enzyme zu erhöhen. So zeigen verschiedene Untersu-

chungen, dass es in sulfat-reduzierender bzw. sulfidogener Umgebung nicht nur zu einer besseren Desintegration der Schlammflocken kommt (Nielsen und Keiding 1998). Darüber hinaus werden offenbar durch die Freisetzung von frischem Substrat auch die Aktivitäten von Exoenzymen wie β -Glucosidasen, Zellulasen oder Proteasen im Vergleich zur methanogenen Umgebung um 5 bis 10 % erhöht (Watson et al. 2004, Whiteley und Lee 2006).

Insbesondere zur Verringerung der Menge an Überschussschlamm kann durch einen optimierten Abbau lysierter Zellen sowohl im oxischen als auch im sauerstoffarmen Milieu eine merkliche Schlammminderung erzielt werden. Durch das Wachstum auf Zellen als Substrat entsteht zwar - wie durch den Abbau des durch das Abwasser eingetragenen Substrats - ebenfalls Biomasse, die aber im gesamten Zellzuwachs untergeht ("lysis-cryptic growth", vgl. z.B. Wei et al. 2003). Trotzdem nimmt die Biomasse im System durch den Abbau lysierter Zellen ab. So rufen Liu und Tay (2001) mit ihrem Hinweis auf frühe Arbeiten aus den 1970er Jahren ins Gedächtnis, dass sich durch Erhöhung des Schlammalters der Schlammertrag gut reduzieren lässt. In den Untersuchungen von Stall und Sherrard (1976) waren das bis zu 60 % bei einer Erhöhung des Schlammalters von 2 auf 18 Tage (Zitat in Liu und Tay 2001), was im Bereich dessen liegt, was auch unser Klassiker in Sachen Stadtentwässerung angibt (Imhoff und Imhoff 2007). Durch Erhöhung der Abbaurate mit Hilfe eines zwischengeschalteten Speicherbeckens mit einem Redoxpotential unter -100 mV kann in erheblichem Maße Überschussschlamm eingespart werden (OSA-System, z.B. Chen et al. 2003). Aber auch durch erhöhte Belüftung und eine damit einhergehende erhöhte Sauerstoffeindringtiefe kann ein erhöhter Abbau lysierter Zellen in Belebtschlammflocken und damit eine entsprechende Minderung an Überschussschlamm erzielt werden (Abbassi et al. 2000). Allerdings müssen natürlich die entstehenden höheren Belüftungskosten berücksichtigt werden.

Diese Zusammenhänge machen sich auch Präparate-Hersteller zunutze, indem sie zu Dosierungsbeginn zu einer Erhöhung des Schlammgehalts im Belebungsbecken raten, was möglicherweise ihre darüber hinaus erfolgende Zugabe zusätzlicher Hilfsmittel hinfällig macht.

4 Schlussbemerkung und Ausblick

Die Betrachtung von biologisch wirksamen Zusatzstoffen, die aktuell zur Ertüchtigung von Kläranlagen oder zu deren Betriebsoptimierung angeboten werden, ergibt für Bakterienpräparate und solche aus Enzymen mit oder ohne Bakterienzusatz durchaus Einsatzgebiete, wo sie erfolgreich angewendet werden können. Dies betrifft vornehmlich den industriellen, nicht den kommunalen Bereich. Für die erfolgreiche Anwendung sind allerdings unterstützende Maßnahmen notwendig, wie An- und Weiterzucht von Bakterien zur Erzielung der notwendigen Wachstumsrate, Fixierung in oder auf Trägermaterialien zur Verminderung von Fraßdruck und Auswaschung oder eine gute Einmischung ausreichender Konzentrationen an Enzymen an dafür geeigneten Dosierstellen. Die dadurch erzielten Ergebnisse lassen sich auch naturwissenschaftlich nachvollziehen.

Schwieriger ist die Bewertung des Einsatzes von Vitaminen, Spurenstoffen sowie sonstiger Substanzen wie Aktivatoren, da deren Art und Zusammensetzung oft nicht bekannt sind. Bei der Zugabe von Tensiden ist zu bedenken, dass ja schon im Abwasser eine erkleckliche Konzentration sowohl an synthetischen als auch an biogen entstandenen oberflächenaktiven Substanzen vorliegt. Die durch eine Tensidzugabe nach Vorschrift erreichbare Konzentrationserhöhung ist für auf dem Zusatzstoffe-Markt erhältliche Präparate so gering, dass eine durch diese Tensidzugabe erzielte Wirkung im Vergleich zu der in der Anlage vorliegenden Tensidausstattung nicht nachzuvollziehen sind.

Auf die Erstellung eines wesentlich umfangreicheren Berichts zum vorliegenden Thema durch die o.g. DWA-Arbeitsgruppen wurde im einleitenden Kapitel verwiesen (DWA 2008).

5 Literatur

- Abbassi, B., Dullstein, S., Rübiger, N. (2000) Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge flocs; experimental and theoretical approach. *Water Research* 34(1), 139-146.
- Barjenbruch, M., Kopplow, O., Bomba, I. (2001) Enzymatische, mechanische und thermische Vorbehandlung von Überschussschlamm zur Minderung des Schäumens im Faulbehälter. *GWF Wasser Abwasser* 142(12), 814-816.

- Bock, E., Pohl, M., Bewernick, M., Lorenz, J. (1991) Der Einsatz von nitrifizierenden Bakterien zur biologischen Stickstoffentfernung. *Korrespondenz Abwasser* 38(1), 34-39.
- Boon, N., Goris, J., DeVos, P., Verstraete, W., Top, E.M. (2000) Bioaugmentation of activated Sludge by an indigenous 3-chloroaniline-degrading *Comamonas testosteroni* strain, I2gfp. *Applied and Environmental Microbiology* 66(7), 2906-2913.
- Bouchez, T., Patureau, D., Dabert, P., Juretschko, S., Dore, J., Delgenes, P., Moletta, R., Wagner, M. (2000) Ecological study of a bioaugmentation failure. *Environmental Microbiology* 2(2), 179-190.
- Burbaum, H., Dickmann, T., Kéry, K., Pascik, I., Radermacher, H. (2002) Biokatalytische Verbesserungen der Klärschlammfäulung durch Enzyme. *Korrespondenz Abwasser* 49(8), 1110-1119.
- Chen, G.-H., An, K.-J., Saby, S., Brois, E., Djafer, M. (2003) Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process (OSA process). *Water Research* 37(16), 3855-3866.
- Dichtl, N., Temper, U. (1997) Biogas, Verwertung und Aufbereitung, pp. 183-204. GFA, Hennef.
- Dott, W., Feidieker, D., Kämpfer, P., Schleibinger, H., Strechel, S. (1989) Comparison of autochthonous bacteria and commercially available cultures with respect to their effectiveness in fuel oil degradation. *Journal of Industrial Microbiology* 4(5), 365-374.
- DWA (2008) Einsatz biologisch wirksamer Zusatzstoffe in der Abwasserreinigung. Bericht der DWA-Arbeitsgruppen KA 6.1 "Blähschlamm, Schwimmschlamm, biologische Zusatzstoffe" sowie AK 1.6 "Klärschlammintegration", in Bearbeitung.
- Edgehill, R.U., Finn, R.K. (1983) Activated sludge treatment of synthetic wastewater containing pentachlorophenol. *Biotechnology and Bioengineering* XXV, 2165-2176.
- Franz, A., Matsche, N. (1994) Investigation of a bacteria-enzyme additive to prevent foaming in activated sludge plants. *Water Science and Technology* 29(7), 281-284.
- Grau, R.A. (2006) An investigation of the effect of physical and chemical variables on bubble variation and coalescence in laboratory scale flotation cells, Helsinki University of Technology, Espoo, Finland.
- Gschlöbl, T., Mitsdörffer, R., Seydler, B. (1995) Additive in der Abwasserreinigung. Schriftenreihe der Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Wassergüte- und Abfallwirtschaft der TU München, Band 122, pp. 139-156, Garching.
- Hartmeier, W. (1986) Immobilisierte Biokatalysatoren, Springer Verlag, Berlin.
- Heitkamp, M.A., Camel, V., Reuter, T.J., Adams, W.J. (1990) Biodegradation of p-nitrophenol in an aqueous waste stream by immobilized bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 56(10), 2967-2973.
- Hoffmann, H., Tränckner, J. (1997) Untersuchung zum Einsatz selektierter Bakterien zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion. *Korrespondenz Abwasser* 44(12), 2205-2212.
- Imhoff, K., Imhoff, K.R. (2007) Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenbourg Industrieverlag, München.
- Kitatsuji, K., Miyata, H. and Fukase, T. (1996) Lysis of filamentous bacteria by surfactants. *Water Science Technology* 34(5-6), 145-153.

- Kosswig, K., Stache, H. (Hrsg.) (1993) Die Tenside. Carl Hanser Verlag, München.
- Kreuzinger, N. (2001a) Einsatz von Bakterienpräparaten in Belebungsanlagen - Teil 1. Korrespondenz Abwasser - Betriebsinfo 31(2), 998-1000.
- Kreuzinger, N. (2001b) Einsatz von Bakterienpräparaten in Belebungsanlagen - Teil 2. Korrespondenz Abwasser - Betriebsinfo 31(3), 1018-1019.
- Kunst, S. (1984) Vergleich der Phenolabbauleistung zweier Belebtschlämme mit und ohne Zusatz von adaptierten Bakterien. GWF Wasser Abwasser 125(5), 254-258.
- Kunz, P., von Both, G.-D., Dott, W., Farkas, P., Gelpke, W., Kappesser, S., Kretschmar, M., Kunst, S., Kutzner, H.-J., Lemmer, H., Oberbremer, A., Opalla, F., Schmid, F., Sprau, P., Verhülndonk, R. (1992) Gezüchtete Mikroorganismen in Abwasserreinigungsanlagen. Expert Verlag Ehningen.
- Laube, T., Heinz, E., Kutzner, H.J. (1993) Vergleichende Untersuchungen zum Abbau von aromatischen Kohlenwasserstoffen durch "Spezialkulturen" und Belebtschlämme. GWF Wasser Abwasser 134(6), 386-388.
- Lemmer, H., Lind, G., Metzner, G., Nitschke, L., Schade, M. (1998) Vitamin addition in biological wastewater treatment. Water Science and Technology 37(4-5), 395-398.
- Lemmer, H., Lind, G., Müller, E., Schade, M., Ziegelmayer, B. (2000) Scum in activated sludge plants: impact of non-filamentous and filamentous bacteria. Acta hydrochimica et hydrobiologica 28(1), 34-40.
- Lemmer, H., Nitschke, L. (1994) Vitamin content of four sludge fractions in the activated sludge wastewater treatment process. Water Research 28(3), 737-739.
- Lewandowski, G., Salerno, S., McMullen, N., Gneiding, L., Adamowitz, D. (1986) Biodegradation of toxic chemicals using commercial preparations. Environmental Progress 5(3), 212-217.
- Liu, Y., Tay, J.-H. (2001) Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. Biotechnology Advances 19(2), 97-107.
- Loperena, L., Ferrari, M.D., Saravia, V., Murro, D., Lima, C., Ferrando, L.a., Fernandez, A., Lareo, C. (2007) Performance of a commercial inoculum for the aerobic biodegradation of a high fat content dairy wastewater. Bioresource Technology 98(5), 1045-1051.
- Müller, J., Kopplow, O., Oles, J., Reipa, A., Riedel, C., Schmelz, K.-G., Seiler, K. (2007) Biologisch aktive Zusatzstoffe zur Schlammreduktion. Tagungsband DWA Klärschlammstage, 21.-13. Mai 2007, Hildesheim.
- Nielsen, P.H., Keiding, K. (1998) Disintegration of activated sludge flocs in presence of sulfide. Water Research 32(2), 313-320.
- Özoguz, Y., Rübiger, N. (1994a) Einsatz von Tensiden zur Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit schwer abbaubarer Substanzen. Tenside Surf. Det. 31(3), 151-156.
- Özoguz, Y., Rübiger, N. (1994b) Beeinflussung der biologischen Abbaubarkeit schwer abbaubarer Substanzen durch Tenside. GWF Wasser Abwasser 135(6), 368-374.
- Pfeiffer, W. (2007) Reduzierung von Überschussschlamm durch Einsatz stabilisierter Folsäure. Tagungsband 19. Kolloquium und Fortbildungskurs zur Abwasserwirtschaft, Institut für Abfallwirtschaft und Gewässerschutz der TU Hamburg-Harburg, 5.-6. September 2007, Hamburg-Harburg.

- Reipa, A., Schmelz, K.-G. (2003) Verbesserte Schlammfäulung durch Zugabe verschiedener Enzympräparate. Korrespondenz Abwasser 50(6), 774-783.
- Sarfert, F., Eikelboom, D., Klein, B., Kowalsky, H., Lemmer, H., Matsché, N., Mudrack, K., Popp, W., Reinnarth, G., Wagner, F. (1990) Biologische Zusatzstoffe in der Abwasserreinigung _ Bakterien - Enzyme - Vitamine - Algenpräparate. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.1 "Blähschlamm Bildung und -bekämpfung". Korrespondenz Abwasser 37(7), 793-799.
- Tsuchido, T., Svarachorn, A., Soga, H., Takano, M. (1990) Lysis and aberrant morphology of *Bacillus subtilis* cells caused by surfactants and their relation to autolysin activity. Antimicrobial agents and chemotherapy 34(5), 781-785.
- Watson, S.D., Akhurst, T., Whiteley, C.G., Rose, P.D., Pletschke, B.I. (2004) Primary sludge floc degradation is accelerated under biosulphidogenic conditions: Enzymological aspects. Enzyme and Microbial Technology 34(6), 595-602.
- Wei, Y., Van Houten, R.T., Borger, A.R., Eikelboom, D.H. and Fan, Y. (2003) Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. Water Research 37(18), 4453-4467.
- Whiteley, C.G., Lee, D.J. (2006) Enzyme technology and biological remediation. Enzyme and Microbial Technology 38(3-4), 291-316.
- Wilderer, P.A., Rubio, M.A., Davids, L. (1991) Impact of the addition of pure cultures on the performance of mixed cultured reactors. Water Research 25(11), 1307-1314.
- Wittau, J. (2005) Tenside reduzieren Überschussschlamm. wwt 1-2, 29-31.
- Zander-Hauck, S. (1997) Einsatz eines Enzympräparats in der Schlammfäulung. VSA-Bericht "Einsatz von biologischen Zusatzstoffen in Kläranlagen", Band Nr. 509 1997, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Zürich.

Korrespondenz an:

Dr. Hilde Lemmer

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Kaulbachstr. 37

D-80539 München

Tel: +49 89 2180 2783

eMail: lemmer@oec.net

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	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr		Preis €
68	Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	22
69	Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71	Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73	Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	22
75	Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78	Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	25
79	Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80	Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82	Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr		Preis €
110	Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111	Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112	Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113	Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114	Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115	Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116	Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117	Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118	3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119	Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120	Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121	Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr	Preis €
122 Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123 Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124 Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125 Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126 Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127 Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129 Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130 Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131 Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
132 Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136 1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr		Preis €
142	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146	2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149	Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr		Preis €
152	Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153	Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154	Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155	Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donaauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156	Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157	Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158	Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159	Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160	Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

- | Band Nr | | Preis € |
|---------|--|------------|
| 161 | Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)
Präsentation eines Forschungsprojektes
ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien
ISBN 3-85234-052-7 | vergriffen |
| 162 | Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien
ISBN 3-85234-053-5 | 25 |
| 163 | Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein
ISBN 3-85234-054-3 | 25 |
| 164 | Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)
ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien
ISBN 3-85234-055-1 | i.V. |
| 165 | Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)
Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St.
ISBN 3-85234-056-x | 25 |
| 166 | Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien
ISBN 3-85234-057-8 | 40 |
| 167 | Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001)
Laber J.
ISBN 3-85234-058-6 | 25 |
| 168 | Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien.
ISBN 3-85234-059-4 | 29 |
| 169 | Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)
Langergraber G.
ISBN 3-85234-060-8 | 25 |
| 170 | Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)
Bogner
ISBN 3-85234-061-6 | i.V. |
| 171 | Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)
ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien
ISBN 3-85234-062-4 | 25 |

Band Nr		Preis €
172	Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr	Preis €
182 Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183 Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184 Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185 Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186 Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187 Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188 CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189 Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004) Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190 Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004) ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191 Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004) Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr	Preis €
192 Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005) ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193 Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005) Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194 Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005) ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195 Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006) ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196 Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197 Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198 Process based regionalisation of low flows (2006) Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199 Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen & Realität (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200 Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007) Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

201	Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007) ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
202	Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs (2007) völlige Neubearbeitung - 3. Auflage 2007 ISBN-13 978-3-85234-094-4	70
203	Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
204	Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
205	Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
206	Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
207	1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007) ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
208	Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170

