

WASSER • ABWASSER • UMWELT

27



Kassel 2005

Schriftenreihe des Fachgebietes
Siedlungswasserwirtschaft

Universität Kassel

10. Kasseler
Siedlungswasser-
wirtschaftliches
Symposium

- Forschung für die Praxis -

kassel
university 
press

WASSER • ABWASSER • UMWELT

Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel

Herausgeber: Franz-Bernd Frechen, Kassel

Vertrieb: kassel university press GmbH (kup)
Diagonale 10, 34127 Kassel
www.upress.uni-kassel.de

Band 27: 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium
- Forschung für die Praxis -
Kassel 2005

ISBN 3-89958-161-X
URN urn:nbn:de:0002-1617

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen
Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über
<http://dnb.ddb.de> abrufbar

Hinweis:

Der vorliegende Band 27 zum 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftlichen
Symposium erscheint als S/W-Druck.

Zur besseren inhaltlichen Veranschaulichung sind daher zusätzlich alle hier
abgedruckten Vortragsmanuskripte auf der anliegenden CD beigefügt.

Vorwort

Das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel wurde im Jahre 1985 etabliert und von Herrn Kollegen Prof. Wolf aufgebaut, der auch die Tagungsreihe „Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium“ ins Leben rief.

Die Tatsache, daß das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft nunmehr 20 Jahre alt wird, war Anlaß genug, das 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliche Symposium auszurichten.

Ich habe die beiden „runden“ Zahlen zum Anlaß genommen, das diesjährige Symposium unter das Motto „Forschung für die Praxis“ zu stellen. Das Fachgebiet als Institution der Lehre und der Forschung versteht sich in diesem Zusammenhang auch als Wissenschaftsdienstleister für die gesamte Region und darüber hinaus.

Der Schwerpunkt der Veranstaltung liegt daher bei der Präsentation der Arbeit des Fachgebietes. Daneben werden Lehrbeauftragte und Kooperationspartner aktuelle Fragestellungen, Entwicklungen und Projekte vorstellen. Die Themen

- Membrantechnik bei der Trinkwasser- und Abwasseraufbereitung,
- Geruchsemissionen und deren Vermeidung,
- Abwasserentsorgung im ländlichen Raum,
- Mischwasserbehandlung und
- Biogas – Erzeugung und Nutzung

spiegeln die wesentlichen Forschungsaktivitäten meines Fachgebietes wider. Die Ergebnisse der gemeinsamen Arbeiten zeigen sich in überregionaler, nationaler, europäischer und internationaler Reputation. Durch internationalen Kooperationen z.B. mit Rußland und Australien sowie die intensive Beteiligung des Fachgebietes auf allen Ebenen des fachlichen Austausches wie Präsentationen und Veröffentlichungen, Mitwirkung in Ausschüssen, Kommissionen und wissenschaftlichen Programmkomitees, gutachterliche Tätigkeiten und weitere Aktivitäten in Deutschland, Europa und weltweit wird die Leistungsfähigkeit der Siedlungswasserwirtschaft aus Kassel unterstrichen.

Ich danke allen, die zu diesem Erfolg und zum Gelingen des 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftlichen Symposiums beigetragen haben.

Kassel, den 4. Oktober 2005

Univ. Prof. Dr.-Ing. Franz-Bernd Frechen

Inhalt

Abschnitt

Bedeutung der Siedlungswasserwirtschaft in der Umweltforschung der Universität Kassel

Alexander Roßnagel

1

Einführungsvortrag: Water Business im 21. Jahrhundert

Gunda Röstel

2

Membrantechnik

Wasserbereitstellung für Katastrophenfälle

Axel Waldhoff

3

Trinkwasseraufbereitung mit ZeeWeed Membranen am Beispiel der Anlagen Chestnut Avenue/Singapur und Miltenberg/Unterfranken

Ulrich Mende

4

Membranbelebungsverfahren für die kommunale Abwasserreinigung

Franz-Bernd Frechen

5

Abwasservorbehandlung beim Membranbelebungsverfahren

Wernfried Schier

6

Einfluß des Membranfoulings auf die hydraulische Leistungsfähigkeit des Membranbelebungsverfahrens

Martin Wett

7

Varsseveld: Full scale MBR demonstration in The Netherlands

Helle van der Roest

8

Kanalisation und Geruchsemmissionen

Geruchsemmissionen – Grundlagen und Messtechnik

Franz-Bernd Frechen

9

Minderung von Geruchsemmissionen am Beispiel des Projektes Kanal Köln/Mönchengladbach

Michaela Frey

10

Abschnitt

Umgestaltung des Emschersystems

Burkhard Teichgräber, Werner Geisler,
Gerd Martini, Heiko Althoff

11

Geruchskonzept für den Abwasserkanal Emscher

Wolfram Franke

12

*Betriebserfahrungen mit Sonderlösungen zur Entwässerung
im ländlichen Raum*

Frank Wolfgang Günthert, Darius Cvaci

13

Mischwasserbehandlung

*Mischwasserbehandlung aus Sicht des Hessischen Ministeriums
für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz*

Eberhard Port

14

*Retentionsbodenfilteranlagen Fulda, Perfgebiet, Oberelsungen:
Stand der Forschungsarbeiten*

Jörg Felmeden

15

*Fremdwasserproblematik, Ursachen und
Ansätze zur Reduzierung*

Heinz Maus, Peter Evers

16

Biogas

*Bau und erste Betriebserfahrungen einer Biogas-Anlage für
nachwachsende Rohstoffe*

Gerhard Winkler

17

*Abwärmenutzung von Biogasanlagen zur Klärschlamm trocknung
– Technik und Wirtschaftlichkeit*

Johannes Müller

18

Bedeutung der Siedlungswasserwirtschaft in der Umweltforschung der Universität Kassel

Alexander Roßnagel, Vizepräsident der Universität Kassel

Die Universität Kassel, gegründet 1971 als Gesamthochschule, ist eine von fünf Universitäten des Landes Hessens und mit etwa 16.500 Studierenden eine Hochschule mittlerer Größe. Als einzige in Nordhessen gelegene Universität ist sie stark in der Region verwurzelt und bezieht einen Großteil der Studierenden aus den angrenzenden Regionen. In Lehre und Forschung ist die Uni Kassel sehr breit aufgestellt. Vertreten sind sowohl die Planungs-, Gesellschafts-, Rechts-, Wirtschafts-, Geistes-, Agrar-, System-, Natur- und Technikwissenschaften. Dies ermöglicht eine ausgesprochen vielfältige Ausbildung und Forschung. Im Entwicklungskonzept „Zukunft durch Konzentration“ konzentriert sich die Uni aber auch auf die gezielte Bildung von wissenschaftlichen Schwerpunkten.

Umweltbezogene Forschung und Lehre spielten an der UNIK schon immer eine zentrale Rolle. Ernst Ulrich von Weizsäcker als Gründungspräsident und späterer Leiter des Wuppertal Instituts prägte eine umweltbezogene Ausrichtung, in der der Mensch im Mittelpunkt steht. So wundert es auch nicht, dass eine Vielzahl von Instituten und Fachgebieten sich mit Umweltthemen beschäftigen. In der Lehre bietet die Universität Kassel ca. 200 Lehrveranstaltungen im Umweltbereich pro Semester an. In der Forschung arbeiten etwa 70 Professoren an umweltwissenschaftlichen Themen.

Welche Bedeutung hat nun die Siedlungswasserwirtschaft in der Umweltforschung der Universität Kassel?

Die Siedlungswasserwirtschaft ist in Kassel – wie in den meisten Technischen Hochschulen und Universitäten – im Fachbereich Bauingenieurwesen angesiedelt. Will man die Bedeutung der Siedlungswasserwirtschaft ganz allgemein beschreiben, so ist zunächst festzustellen, daß ihre wesentlichen Inhalte – insbesondere die Bereitstellung einwandfreien Trinkwassers, die schadlose Ableitung des Abwassers und die Reinigung des Abwassers zum Schutz der Gewässer – seit alters her untrennbar mit der menschlichen Siedlungstätigkeit und insoweit Zivilisation verbunden sind. Wohnen, Ver- und Entsorgen und Verkehr sind die Grundbedürfnisse, denen das Bauingenieurwesen schon immer dienen mußte, und da die Bereitstellung von Trinkwasser, die Ableitung und Reinigung von Abwasser also zentrale Aufgaben der Infrastruktur waren und sind, steht die Siedlungswasserwirtschaft im Focus dessen, was das Berufsbild des Bauingenieurs umfaßt.

Von den drei genannten Grundbedürfnissen ist das Ver- und Entsorgen der menschlichen Siedlungen seit jeher dasjenige gewesen, das unter das Rubrum „Umweltschutz“ fällt. Die Anfänge der Siedlungswasserwirtschaft reichen über 8000 Jahre zurück. Die Einführung der Schwemmkanalisation und die Erfindung des „Wasser-Closetts“ von nunmehr 150 Jahren und die gezielte Anwendung der biologischen Abwasserreinigung seit Beginn den 20er Jahren des vorigen Jahrhunderts sind Meilensteine der öffentlichen Hygiene und Gesundheitspolitik. Umweltschutz wurde durch die Siedlungswasserwirkschaftler bereits Jahrzehnte vor der Erfindung dieses Begriffes in den 60er/70er Jahren des vorigen Jahrhunderts praktisch betrieben. Es gibt keine ältere „Umweltschutz-Disziplin“ als die Siedlungswasserwirtschaft.

Die Siedlungswasserwirtschaft ist aber nicht nur die älteste der Umwelt-Disziplinen, sondern von ungebrochen zentraler Bedeutung. Über 5.000 Unternehmen betreiben an die 15.000 Wassergewinnungsanlagen; jährlich werden mehr als 5 Mrd. m³ Trinkwasser in der öffentlichen Wasserversorgung bereitgestellt. Fast 500.000 km öffentlicher Kanäle sammeln das Wasser dann wieder ein, und es wird in über 10.000 Kläranlagen gereinigt.

Noch deutlicher: Der Staat gibt im Bereich des Gewässerschutzes mit etwa 4,8 Mrd. Euro (Stand 2001) auch mehr Geld aus als in jedem anderen Bereich des Umweltschutzes.

Mit der Installation der Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Kassel vor nunmehr 20 Jahren wurde also eine Kernkompetenz der Umwelttechnik in Kassel etabliert. Das Fachgebiet wurde von Herrn Kollegen Prof. Wolf ab 1985 in unermüdlicher Weise aufgebaut und gewann stets an Bedeutung. Seit 1996 leitet Herr Kollege Frechen das Fachgebiet.

Neben der enormen Bedeutung in sozialer wie finanzieller Hinsicht ist zu konstatieren, daß die Siedlungswasserwirtschaft ein extrem interdisziplinäres Fach ist: Hier arbeiten Ingenieurwissenschaften zusammen mit Chemikern, Biologen, Physikern, Mathematikern, aber auch die Sozial- und Rechtswissenschaften sind wesentlich in der Ausbildung und Forschung der Siedlungswasserwirtschaft.

Besonders betont werden muß der innovative Charakter der Siedlungswasserwirtschaft. Dies schlägt sich in den Themen, zu denen hier in Kassel geforscht wird, ebenso nieder wie im Drittmittelvolumen und der Anzahl an Patenten, die aus der Arbeit hervorgehen und bereits hervorgegangen sind.

Die Membrantechnik zur Abwasserreinigung ist eine äußerst innovative Technologie, die in Deutschland erstmals 1999 großtechnisch eingesetzt wurde und von vielen Fachleuten als der Königsweg zukünftiger Abwasserreinigung und Trinkwassergewinnung beschrieben wird. Erst 10 Anlagen arbeiten in Deutschland

nach diesem Prinzip. Die Kasseler Siedlungswasserwirtschaft ist ein anerkannter Forscher in diesem Bereich, wie auch die nachfolgenden Vorträge zeigen werden. Daß die Obmannschaft des entsprechenden Fachausschusses der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall in Kassel liegt, verdeutlicht die Wertschätzung der Siedlungswasserwirtschaft an unserer Universität ebenso wie die Beteiligung in nationalen und internationalen Wissenschaftlichen Programmkomitees und Fachtagungen.

Auch im Bereich der Geruchsproblematik liegt die Obmannschaft des entsprechenden Fachausschusses der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall in Kassel bei Herrn Kollegen Frechen, der darüber hinaus auch Chairman der entsprechenden international tätigen „Specialist Group on Odours and Volatile Organic Compounds“ ist, was ebenfalls die auch international herausragende Kasseler Arbeit und Präsenz bei Forschung und Anwendung in zentralen Bereichen des Umweltschutzes nachdrücklich unterstreicht.

Die Gewässerreinhaltung, z.B. durch Verfahren der Mischwasserbehandlung, wird durch die Kasseler Siedlungswasserwirtschaft ebenfalls bereits seit 1994 kontinuierlich erforscht. Soeben wurden diese Arbeiten bis zum Jahre 2007 ausgedehnt, um auch die Elimination bakterieller Belastungen näher zu erforschen.

Wie bereits in der engen Zusammenarbeit zwischen Herrn Kollegen Frechen und Herrn Kollegen Kleinkauf im ISET deutlich wurde, sind Wasser und Energie die Themen der Zukunft, und dies weltweit. Megacities, die in immer größerer Zahl und Größe entstehen werden, aber auch ländliche Siedlungen eint die Problematik der Versorgung mit sauberem Wasser, der Entsorgung des belasteten Abwassers und der Versorgung mit Energie. Das tragische Beispiel von New Orleans, wo Kollege Frechen erst vor knapp einem Jahr auf Einladung der amerikanischen „Water and Environmental Foundation“ über die europäischen Erfahrungen bei der Membrantechnologie referierte, zeigt, wie wichtig sauberes Wasser für den Menschen und die Zivilisation insgesamt ist.

Wichtig ist der Universität Kassel, die Entwicklung der Region Nordhessen zu einer „Region der Regenerativen Energien“ zu unterstützen. Es gibt eine Vielzahl von Kooperationen mit Akteuren, Unternehmen und Institutionen aus Nordhessen zu Umwelt- und Energiefragen. So sollen in den Bereichen „Biomassenutzung“ und „Regenerative Energien“ Projekte entwickelt und umgesetzt werden. Insbesondere wenn dabei über Biogaserzeugung aus Biomasse gesprochen wird, ist zu beachten, daß die hierbei ablaufenden biologischen Vorgänge, die aus fester Biomasse gasförmig abgreifbare, speicherbare Energie machen, der Siedlungswasserwirtschaft seit Jahrzehnten als „Klärgaserzeugung“ bestens geläufig sind. Der Kernprozeß der Biomassenutzung also – nämlich die mikrobielle Umwandlung fester Stoffe in Biogas – ist eine Domäne der Siedlungswasserwirtschaft, weswe-

gen die Siedlungswasserwirtschaft sich auch hier in den Gremien der Hochschule wie auch im Programm der Zukunftswerkstatt Biorohstoffe 2015 in Zusammenarbeit mit dem Hessischen Umweltministerium engagiert.

Es verwundert bei solchen Forschungsaktivitäten nicht, daß der Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft zum Drittmitteleinkommen der Universität Kassel seit Jahren in der Größenordnung von 2,5% des Drittmittelvolumens der gesamten Universität liegt, was bei 300 Professuren ein deutlicher Beitrag ist.

Aber auch in der Lehre ist die Siedlungswasserwirtschaft eine treibende Kraft im Umweltbereich. Die Vorbereitungen zur Einführung des gestuften Bachelor-/Master-Studiengang „Bauen und Umwelt“ innerhalb des Fachbereiches Bauingenieurwesen, die Angebote für alle an der Umwelt interessierten Studenten, die Angebote für alle Studiengänge, die sich in Richtung Wasser und Umwelt orientieren, sind umfassend. Ebenfalls ist die Siedlungswasserwirtschaft an den Arbeiten zur geplanten Graduiertenzentrum Umweltwissenschaften intensiv beteiligt.

Die Eingangsfrage nach der Bedeutung der Siedlungswasserwirtschaft in der Umweltforschung der Universität Kassel ist also leicht zu beantworten: die Siedlungswasserwirtschaft gehört aufgrund ihrer Tradition wie ihrer Innovation, ihrer interdisziplinären Arbeitsweise wie ihrer Forschungseffizienz zum Kernbereich der Umweltforschung und –lehre. Dies ist seit 20 Jahren in Kassel so, und ich freue mich, daß dies durch das nunmehr 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliche Symposium unterstrichen wird. Der Weg zur Umweltuniversität Kassel wird durch die Siedlungswasserwirtschaft erheblich mit geprägt und vorangebracht. Dies dient der Umwelt, dem Ansehen der Wissenschaft, der Reputation der Kasseler Universität und hilft nicht zuletzt entscheidend mit, Innovation aus Deutschland auch für die Welt zu bieten und den einzigen heute noch nennenswerten Rohstoff Deutschlands, nämlich gut ausgebildete Ingenieure, in ausreichender Zahl auch als Absolventen der Universität Kassel zu haben.

Das Motto des Symposiums lautet nicht ohne Grund „Forschung für die Praxis“, denn die umwelttechnischen Forschungsergebnisse müssen sich in der Praxis bewähren, damit sie anerkannt und angewendet werden.

In diesem Sinne darf ich der Veranstaltung nunmehr einen guten Verlauf in der Gastlichkeit der Umweltuniversität Kassel wünschen.

Autor:

Prof. Dr. Alexander Roßnagel, Vizepräsident der Universität Kassel
Möncheberstr. 19, 34125 Kassel
Telefon: 0561/804-2442; Telefax: 0561/804-7223
E-Mail: a.rossnagel@uni-kassel.de

Water Business im 21. Jahrhundert

Gunda Röstel, Gelsenwasser AG/Gelsenkirchen

Sehr geehrte Damen und Herren,

Ich bedanke mich bei der Universität Kassel, insbesondere bei Herrn Prof. Dr. Frechen vom Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, für die Einladung, mit einem Einführungsvortrag das 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliche Symposium zu eröffnen. Es ist mir eine besondere Ehre, hier im 20. Jahr dieses Fachgebietes an der Universität Kassel sozusagen anlässlich eines runden Geburtstages sprechen zu dürfen.

Über die Möglichkeit mit einen Eröffnungsvortrag zum Thema „Water Business im 21. Jahrhundert“ in dieses Symposium einzuführen, war ich ganz besonders erfreut. Es eröffnet mir die Chance, die wissenschaftlichen Tiefgänge den nachfolgenden Fachvorträgen zu überlassen und eine Art Rundumschlag auszuführen, auf die verschiedenen Aspekte einzugehen, die für die Entwicklung der Wasserwirtschaft national und international künftig von besonderem Belang sind.

Als Quereinsteigerin aus der Politik pflege ich einen eher pragmatischen und praktischen Ansatz bei der Annäherung an die heute hier auf diesem Symposium zu diskutierenden Themen.

Ich hoffe also sehr, dass Sie es mir nicht übel nehmen, wenn ich gar nicht erst versuche, das heute hier in Kassel versammelte Fachwissen mit meinen bescheidenen Detailkenntnissen von Sauerstoff-Ionisationsanlagen, Inliningverfahren oder Umkehrosmosetechnik herauszufordern.

Ich möchte stattdessen versuchen, aus der Sicht der Praktikerin aufzuzeigen, welche enormen Chancen sich aus der Tatsache entwickeln lassen, dass die deutsche Wasserwirtschaft – wie ja auch heute wieder bewiesen – über ein weltweit geachtetes Know-how und über erstklassige wissenschaftliche Expertise verfügt.

Sehr geehrte Damen und Herren, wenn ich über „Water Business im 21. Jahrhundert“ spreche, dann enthält der Vortragstitel einen Begriff, der in der Wasserwirtschaft, in der Politik aber vor allem in der Öffentlichkeit nicht unumstritten ist. Das „Wassergeschäft“, also die Erbringung von Dienstleistungen verschiedenster Art auf dem „Wassermarkt“ wird schon als Begriff höchst kritisch beäugt. „Lebensmittel Nr. 1“ auf der einen, Markt und Geschäft auf der anderen Seite, passen in den

Augen dieser Kritiker nicht zusammen. Natürlich: sauberes Wasser hat einen fast mystischen Wert. Schon deshalb nimmt der Wassersektor auf dem Gebiet der Daseinvorsorge eine überragende Stellung ein. Auf der anderen Seite kann der Anspruch auf Daseinvorsorge aber nur dann auf Dauer sinnvoll erfüllt werden, wenn die damit verbundenen Dienstleistungen, wie Wassergewinnung, Wasserverteilung, Abwassersammlung oder Abwasserbehandlung, auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten sinnvoll sind. Dabei rede ich gar nicht von Schlagwörtern wie Gewinnmaximierung, sondern von der schlichten Tatsache, dass diese Dienstleistungen auch ökonomisch sinnvoll organisiert sein müssen. Aspekte wie Nachhaltigkeit, Versorgungssicherheit und Preiswürdigkeit sollten eine Einheit bilden. Nicht alles, was technisch heute möglich ist, stellt sich als wirtschaftlich sinnvoll dar. Nicht alles, was der Nachhaltigkeit dienen soll, ist zukunftsfähig.

Das übliche Regulativ für Marktzugang und Wettbewerb funktioniert in der Wasserwirtschaft anders. Das bedeutet jedoch nicht, dass es keinen Wettbewerb und keinen Markt gäbe. Nicht nur der harte Wettbewerb entlang der Wertschöpfungskette bei Lieferungen und Leistungen sorgt für Bewegung. Auch zunehmender Ausschreibungswettbewerb, Benchmarkingprozesse und die grundlegende Tendenz der Brüsseler Eben, Wettbewerb um den Markt gestalten zu wollen, bedeutet Veränderung. Das ist keine Bedrohung, sondern ein Gestaltungsauftrag, den gut zu erfüllen wir nicht zuletzt unseren Kunden - den Bürgerinnen und Bürgern - schuldig sind. Unser Marktplatz ist die Öffentlichkeit, auf dem wir als Dienstleister nachvollziehbar und transparent agieren müssen. Die Bürger sind die Nutznießer der Dienstleistungen, aber eben auch die Zahler und haben deshalb ein Recht auf effizienten Mitteleinsatz. Fair gestalteter Wettbewerb um vergleichbare Preise, um Versorgungssicherheit, Qualität oder Kundenfreundlichkeit stehen auch im sensiblen Wassersektor auf der Agenda. Anders ausgedrückt: Daseinsvorsorge und Markt bzw. Wettbewerb sind zwei Seiten der gleichen Medaille.

Ohnehin sollte es im Grundsatz wenig Anlass zu Beschwerde geben. Wer hat schon wie wir ein Produkt, was nicht zu substituieren ist, eine Dienstleistung, die jeder Mensch immer braucht? Die Klärung dieses, aus meiner Sicht, eher scheinbaren Grundkonflikts „water business“ und Lebensmittel Nr. 1 überlasse ich deshalb gern anderen und wende mich den Herausforderungen zu, denen wir uns in der Wasserwirtschaft jetzt und in den nächsten Jahren und Jahrzehnten stellen müssen.

Welche Herausforderungen sind das?

National geht es vor allem darum, dass in Deutschland hohe Niveau unserer sicheren und qualitativ hochwertigen Versorgung und Entsorgung langfristig zu halten – und zwar zu stabilen Preisen und Gebühren.

Gestatten Sie mir, dass ich mich hierbei auf die folgenden drei wesentlichen Punkte konzentriere:

1. Kosten- und Preisentwicklung

Wenn es darum geht, die deutschen Wasserwirtschaftsunternehmen international vorzuführen, dann funktioniert dies häufig über einen unreflektierten Preisvergleich. Abgesehen davon, dass wir in Deutschland neben dem Kostendeckungsprinzip eine breite Palette indirekter Dienstleistungen wie Flussgebietsmanagement, Hochwasserschutz und eine Reihe weiterer Umweltaufgaben überantwortet bekamen, fällt ein absoluter Vergleich schwer, wenn in Irland der Staat zahlt, in Deutschland aber der Bürger. Zurzeit beläuft sich die Belastung für Trinkwasser- und Abwasserdienstleistungen auf weniger als 1 % des durchschnittlichen jährlichen Nettoverdienstes oder, greifbarer ausgedrückt, wir bezahlen in der Regel für diese lebensnotwendige Dienstleistung weniger als für eine Tageszeitung. Grund zum Zurücklehnen besteht allerdings trotzdem nicht. In einer Zeit stagnierender Einkommen werden auch diese Beiträge als Belastung empfunden. In einer Zeit eines immer härteren Wettbewerbs zwischen den Unternehmen spielt der Kostenaufwand für diese Infrastrukturdienstleistungen in der Standortentwicklung eine wichtige Rolle. Aber das ist nicht alles: Mit einem Fixkostenanteil von 75 % - 80 % müssen auch die zukünftigen Verbrauchsentwicklungen stärker berücksichtigt werden als in der Vergangenheit.

Letztlich stehen alle Wasserversorger und Abwasserentsorger vor dem gleichen Problem: Der Wasserverbrauch, und damit auch die Abwassermengen haben sich im Vergleich der letzten 30 Jahre drastisch nach unten entwickelt. Der Tagesverbrauch liegt im Durchschnitt bei ca. 125 l Wasser/Tag, in Ostdeutschland sogar nur bei ca. 85 l Wasser/Tag.

Der verstärkte Einsatz von Spartechnologien, das erhöhte Kosten- und Umweltbewusstsein in der Bevölkerung, vor allem aber der demographisch bedingte Bevölkerungsrückgang und die dadurch notwendigen Stadtrückbaumaßnahmen sowie der grundsätzliche Wandel der Industriegesellschaft in eine Dienstleistungsgesellschaft werden in Zukunft noch viel stärker spürbare Auswirkungen auf die Wasserversorger haben. Rückläufiger Wasserverbrauch und damit auch abnehmende Abwassermengen führen durch den hohen, mengenunabhängigen Fixkos-

tenanteil bei der Wassergewinnung und Abwasserentsorgung zwangsläufig zu steigenden Preisen und Kostendruck. Dann aber sparen die Verbraucher noch mehr, gewerbliche Kunden suchen sich Standorte mit günstigerer Kostenstruktur, usw., eine Spirale also, die sich selbst in Gang hält.

Ich habe gerade den hohen Fixkostenanteil angesprochen, der bei der Wasser-versorgung und Abwasserentsorgung besteht und der die Preise und Gebühren für Wasser und Abwasser maßgeblich bestimmt.

2. Investitionsentwicklung

Der wesentliche Treiber hierbei sind Investitionen. Mit Abschreibungszeiträumen von Anlagen bei etwa 40 Jahren, bei Netzen von 60 – 70 Jahren und einer tatsächlichen Nutzungsdauer, die noch erheblich darüber hinaus gehen kann, muss man schon möglichst zielgenau in die Zukunft blicken, um kein Geld in den Ufer-sand zu setzen.

Hinzu kommt, dass in Deutschland die Umweltbestimmungen und die damit ver-bundenen gesetzlichen Auflagen stets mustergültig umgesetzt werden – mit Blick auf die in den Bundesländern gerade erfolgte Umsetzung der Europäischen Was-serrahmenrichtlinie möchte ich sogar vorsichtig von „mehr als mustergültig spre-chen.“ Auch das hat natürlich seinen Preis.

Darüber hinaus stimmt mich der ein oder andere Ansatz, der auch im politischen Raum diskutiert wurde, zumindest nachdenklich, ich denke bspw. an die flächen-deckende Einführung der Membrantechnologie. Abgesehen davon, dass ich von einer Art „end of pipe - Strategie“ nicht viel halte, wurde gerade hierbei zunächst weder der Kosten-Nutzen-Effekt noch der zwingende europäische Zusammen-hang in Betracht gezogen. Dabei haben wir ohnedies noch enormen Nachholbe-darf, insbesondere bei der Erhaltung und Erneuerung der Netze, die zum Teil ja noch aus der Kaiserzeit im Boden liegen.

Allein für NRW hat das Gelsenkirchener Institut für unterirdische Infrastruktur IKT den mittelfristigen Sanierungsaufwand in einer aktuellen Studie auf insgesamt ca. 6 Mrd. Euro beziffert. Wohlgemerkt zusätzlich zu den bundesweit jährlich im Schnitt ca. 6 Mrd. Euro, die die deutsche Wasserwirtschaft ohnehin jedes Jahr investiert. Nicht zuletzt wurden die enormen Anlageninvestitionen der letzten Jah-re auch nicht aus der Portokasse finanziert, sondern belasten über die Kapitalkos-ten die Unternehmen über viele Jahre.

Dass die überwiegend kommunalen Eigentümer vor dem Hintergrund ihrer klam-men Haushaltskassen kaum noch Spielräume haben, ist bekannt. Das macht die

Kostenschere zwischen Verbrauchsrückgang und notwendigen Investitionen nicht einfacher.

3. Strukturelle Herausforderungen

Zu den zentralen Herausforderungen der deutschen Wasserwirtschaft gehört ohne Frage auch die sehr starke Fragmentierung in ca. 14.000 Unternehmen, die hierzulande i.d.R. getrennt die Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung betreiben. Zum Vergleich: Die flächendeckende Versorgung mit Telekommunikationsdienstleistungen wird in Deutschland von derzeit 5 bundesweit tätigen Unternehmen sichergestellt – lässt man die Provider und regionalen Wiederverkäufer einmal außer acht. Nach Angaben des VDEW wird die Elektrizitätsversorgung in Deutschland von ca. 1.000 Stromversorgern sichergestellt. 3.000 sind es in der gesamt EU. Ohne eine Gleichsetzung betreiben zu wollen, wird dennoch deutlich, welchen Grad die Kleinteiligkeit des Wassersektors in Deutschland aufweist.

Diese Vielzahl der Ver- und Entsorger ist historisch bedingt und Folge der gesetzlichen Regelung. Trinkwasserversorgung und die Abwasserentsorgung stellen eine kommunale Pflichtaufgabe dar, zu deren Erfüllung die Kommunen sich entweder ihrer Verwaltungen, ihrer Eigenbetriebe, Regiebetriebe, Stadtwerke oder anderer Fachunternehmen bedienen können.

In einigen Ausnahmefällen fungieren auch private Trinkwasserversorger oder Abwasserentsorger als Dienstleister. Der Anteil der kommunalen Unternehmen dominiert aber mit über 90%. Im Bereich der Abwasserentsorgung ist dieser Anteil noch größer, da es hier die gesetzlichen Rahmenbedingungen den Kommunen kaum erlauben, die Pflichtaufgabe der Abwasserentsorgung an Private Dritte zu übertragen – anders als im Trinkwasserbereich, wo diese Pflichtenübertragung rechtlich durchaus möglich ist.

Ich möchte an dieser Stelle aber gleich deutlich machen, dass die Herausforderungen der deutschen Wasserwirtschaft nicht auf die Anteilsgewichtung von kommunalen, privaten, privatwirtschaftlich organisierten oder gemischtwirtschaftlichen Unternehmen zurückzuführen sind. Eine Betrachtung allein unter dem Aspekt „Privatisierung versus Kommunalwirtschaft“ griffe ohnehin viel zu kurz.

Auch kann es nicht darum gehen, den fragmentierten Wassermarkt in einen monopolisierten Markt mit wenigen, marktbeherrschenden Großunternehmen umzuwandeln. Fiele man hier vom einen ins andere Extrem, würde man die wirtschaftlichen Nachteile einer höchst zersplitterten Struktur nur durch wettbewerbsrechtliche Nachteile großer Monopolstrukturen ersetzen.

Ich kann heute nicht sagen, welche Anzahl von Unternehmen die richtige Größe für unser Land darstellt, bestimmt nicht drei, wie in Frankreich oder wie in Großbritannien, aber 14.000 Unternehmen werden auf Dauer nicht zu halten sein. Letztendlich ist es heute auch nicht so wichtig, bei welcher Zahl wir morgen landen. Aber was geleistet werden muss, ist zukunftsfähige Strukturen zu schaffen. Im Kern geht es m.E. letztlich darum, dass die so stark fragmentierte deutsche Wasserverwirtschaft mit ihren 14.000 Einzelunternehmen für die

- ⌚ anstehenden Herausforderungen eines einheitlichen europäischen Marktes und Wettbewerbs,
- ⌚ für die Herausforderungen zur Umsetzung weiter steigender technischer und Umweltstandards,
- ⌚ für die Herausforderungen resultierend aus dem enormen Sanierungsbedarf vor allem im Kanalnetzbereich
- ⌚ sowie für die Herausforderungen zur Stabilisierung der Gebühren und Beiträge für Wasser- und Abwasser

gut aufgestellt sind.

Was wären also Lösungsansätze um die Herausforderungen erfolgreich zu meistern?

An erster Stelle sind die Unternehmen selbst gefordert, ihre Struktur auf einen kritischen Prüfstand zu stellen, etwa zu prüfen, wie aktuell in Hamburg, ob Trinkwasser und Abwasser nicht kostendämpfend und sinnvoll zusammengeführt werden können.

Eine Konsolidierung des Marktes durch Kooperation und Vernetzung ist ein guter Ansatz zur Lösung. Es macht eben einen Unterschied, ob z.B. zwei Wasserversorger ihre beiden benachbarten Wasserwerke für teueres Geld technisch aufrüsten müssen, oder ob eine Kooperation beider Unternehmen – wie auch immer sie letztlich aussehen mag – nur die Umrüstung eines einzigen, gemeinschaftlich betriebenen Wasserwerks erforderlich macht. Das gleiche gilt natürlich für den Betrieb oder den Bau von Kläranlagen.

Gestatten Sie mir hierzu zwei Beispiele aus meiner Unternehmenspraxis anzuführen. Vor dem Hintergrund eines drastisch rückläufigen Verbrauchs pflegt die GELSENWASSER AG seit vielen Jahren mit ihren Nachbarn in Herne, Essen und Dortmund entlang der Ruhr gemeinsame Unternehmen zur Trinkwassergewinnung. Mit jeweils 50 % Anteil legten die Partner ihre Wasserwerkskapazitäten ein – die spätere Verteilung übernimmt jeder selbst. Und so wie wir langfristig in Zukunft Wasserwerke brauchen, werden sie ertüchtigt oder sukzessive vom Netz

genommen. Das funktioniert auch in der Abwasserwirtschaft, vielleicht aber auch weil dieser kluge, partnerschaftliche Denkansatz „in der Familie“ liegt. Ich hatte als Geschäftsführerin der Stadtentwässerung Dresden GmbH vor zwei Wochen Gelegenheit, gemeinsam mit dem Bürgermeister von Heidenau, einer 30.000 Einwohner-Stadt, ein Abwasserpumpwerk feierlich in Betrieb zu nehmen. Es pumpt über zwei Durchleitungen die Abwässer der Stadt in die großen Sammler von Dresden in einer der modernsten Kläranlagen Europas – in Dresden-Kaditz. Die Alternative war auch hier: Ertüchtigung/Bau einer eigenen Anlage oder Kooperation mit dem Nachbarn Dresden. Der Einspareffekt, der sich stabilisierend auf die Gebühren in Heidenau auswirkt, beträgt gut 2 Mio. €.

An diesen Beispielen wird deutlich, das Konsolidierung und Bildung größerer Einheiten nicht zwangsläufig nur Unternehmensverschmelzungen, Anteilsveräußerungen, Überkreuzbeteiligungen bedeutet oder was es sonst noch an Möglichkeiten zur Marktbereinigung gibt. Nein, die Bandbreite möglicher Modelle ist wesentlich größer und umfasst Kooperationen, Zusammenarbeit in einzelnen Geschäftsfeldern und reicht bis zu vollständigen Betriebsführungen, Managementverträgen usw.

Keine Frage, dass die GELSENWASSER AG und ihr Tochterunternehmen in Dresden die ganze Palette partnerschaftlicher Zusammenarbeit im Markt anbieten und zwar angepasst an die jeweiligen Erfordernisse. Neben den Unternehmen ist an zweiter Stelle aber auch die Politik gefragt für Rahmen zu sorgen, die eine sinnvolle Entwicklung der Unternehmen und ihrer Dienstleistungen ermöglichen.

Erste Ansätze einer Modernisierungsstruktur für die deutsche Wasserwirtschaft wurden begonnen, wirklich umgesetzt ist bisher leider wenig.

An erster Stelle gesetzlich zu regelnder Rahmenstrukturen steht die steuerliche Angleichung im von Wasser und Abwasser, unabhängig von der Unternehmensform. Es ist angesichts zahlreicher privatwirtschaftlich organisierter Unternehmen wie bspw. Stadtwerken nicht nur wettbewerbsverzerrend und diskriminierend, dass bei der Mehrwertsteuer mit einem Unterschied von 16 % zwischen privaten und öffentlich organisierten Unternehmen unterschieden wird. Dieses steuerpolitische Relikt hemmt Strukturmodernisierungen und damit Wettbewerbsfähigkeit auf der einen Seite und bestraft gewerbliche Kunden nach Standort und Ausweifähigkeit von Vorsteuer auf der anderen Seite. Zu den notwendigen Maßnahmen zählt auch die Abschaffung des historisch überkommenen hoheitlichen Charakters der Abwasserentsorgung und deren Einstufung als wirtschaftliche Dienstleistung. Auf europäischer Ebene formuliere ich die Erwartung, dass bei den derzeitigen Diskussionen um Grünbuch/Weißbuch zur Daseinsvorsorge und zu ÖPP eine national klare Meinungsbildung erfolgt, die dann, anders als der bisherige vielstimmige Chor, in Brüssel von Politik und Wirtschaft gemeinsam zu vertreten wäre. Das

gilt auch für die Branchenverbände. Auch hier bevorzuge ich klare Strukturen, nicht nur, weil Doppelmitgliedschaften zwar gewünscht, aber leider nicht umsonst sind, sondern weil die politische Meinungsbildung nicht gerade erleichtert wird, wenn die Branche mit vielen sich widersprechenden Stimmen spricht.

Nicht zuletzt - und auch das wäre ein gemeinsames Unterhaken von Politik und Unternehmen wert - lohnt es durchaus, den Horizont weiter zu fassen und das internationale Engagement der Wasserwirtschaft konsequent zu stärken. Das bringt mich zu meinen letzten Anmerkungen, die die Herausforderungen des 21. Jahrhunderts in der Wasserwirtschaft komplettieren.

Die notwendigen Strukturveränderungen sind schließlich kein Selbstzweck, sondern müssen zweckgebunden im Sinne von mehr Effizienz, stabilen Gebühren und gesicherter Versorgung erfolgen. Und da wasserwirtschaftliche Gegebenheiten, Wasserqualität, Bevölkerungsstruktur, Gewerbestruktur und viele andere für die Wasserversorgung wichtige Faktoren regional stets unterschiedlich sind, können simple Modelle von der Stange nie erste Wahl sein.

Lassen Sie mich diesen Gedanken so auf den Punkt bringen: Statt einer Vielzahl einzelner Unternehmen, die möglichst alles selbst tun, benötigt die deutsche Wasserwirtschaft Modelle für Kooperationen und Vernetzung. Ziel muss die Bildung effizienterer und auch wettbewerbsfähiger Einheiten sein. PPP-Modelle werden in dieser Entwicklung an Bedeutung gewinnen.

Stichwort: Internationales Engagement

Sehr geehrte Damen und Herren, die Modernisierung der deutschen Wasserwirtschaft, deren zentrale Ansätze ich gerade beschrieben habe, würde sich auch fördernd auf die internationale Wettbewerbsfähigkeit auswirken.

Starke, leistungsfähige Unternehmen haben größere Chancen auf dem internationalen Wachstumsmarkt für Wasser- und Abwasserdienstleistungen, der durch die Standardanpassung in den EU-Beitrittsstaaten und im Bereich der Entwicklungszusammenarbeit in den Schwellen- und Entwicklungsländern erhebliches Potenzial besitzt.

Davon profitieren nicht nur deutsche Zuliefer- und Baufirmen, Anlagenbauer, Ingenieur- und Consultingbüros, sondern mit einem solchen verstärkten internationalen Engagement finden die nachhaltigen und ressourcenschonenden Ansätze im Hinblick auf die Umsetzung der ambitionierten Milleniumsziele in der Entwicklungshilfe besser als heute ihren Niederschlag.

Eine der zentralen Herausforderungen im 21. Jahrhundert hat die internationale Staatengemeinschaft erkannt - die Lösung der Weltwasserkrise. Sie ist ein bedeutender Schlüssel für die Verwirklichung der Ziele der Entwicklungszusammenarbeit. Armutsbekämpfung heißt zu weiten Teilen eben auch Bekämpfung von Wassermangel. Ohne Zugang zu sauberem Trinkwasser, ohne Zugang zu einer hygienischen Abwasserentsorgung sind weite Teile der Erdbevölkerung von den Grundvoraussetzungen für eine erfolgreiche soziale und wirtschaftliche Entwicklung ausgeschlossen.

Dabei gilt: Ohne ein stärkeres Engagement der EU, und ohne eine stärkere Einbindung der Unternehmen der Wasserwirtschaft selbst, werden diese Ziele letztlich nicht erreichbar sein. Das hohe ökologische und technische Know-how der deutschen Wasserwirtschaft ist in diesen Prozess mit einzubringen. Da sind in der Vergangenheit leider manche Weichenstellungen versäumt worden, in dem die deutsche Entwicklungspolitik den Schwerpunkt eher auf Projektfinanzierung als auf praktische Projektumsetzung durch deutsche Unternehmen gelegt hat. Dabei liegen in einem stärkeren Engagement der deutschen Wasserwirtschaft im Ausland große Chancen zur Stärkung dieser Branche im Inland, zur Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen und zum Export unserer hohen ökologischen Standards im Wassersektor.

Ganz aktuell wird das am Beispiel der Fluthilfe in Südostasien. Da ist die private Hilfe bestens angelaufen. Die Tsunami-Katastrophe hat in Deutschland insgesamt zu einer beispiellosen Hilfs- und Spendenbereitschaft geführt. Zahlreiche Privatpersonen, Kommunen und Organisationen tragen mit viel Engagement, Geld und guten Ideen zur Soforthilfe für die Menschen in den Katastrophengebieten bei. Die Bundesregierung hat zugesagt, den Wiederaufbau in den kommenden Jahren mit einer Summe von insgesamt 500 Mio. € zu unterstützen.

Jetzt muss es darauf ankommen, aus diesen hervorragenden Voraussetzungen auch praktisch etwas zu machen. Die deutsche Wasserwirtschaft hat angeboten, ihr umfangreiches Know-how bei Bau und Betrieb von Wasser- und Abwasserinfrastruktur im Rahmen von PPP-Modellen einzubringen. Wir haben hier die große Chance, dass Politik, Bevölkerung und Wirtschaft an einem Strang ziehen – zum Vorteil der betroffenen Bevölkerung aber auch im Interesse der wirtschaftlichen Zusammenarbeit. Ich hoffe sehr, dass hier endlich gemeinsam gehandelt und nicht nur geredet wird.

Fazit

Ich bin mir sicher, dass sich dieses internationale Engagement lohnen wird.

Water business im 21. Jahrhundert – das heißt national mutig und beherzt Strukturveränderungen anzupacken, damit wir auch in Zukunft eine sichere, qualitativ hochwertige Versorgung preiswürdig garantieren können. Water business bedeutet Wettbewerbsfähig- und –willigkeit für die Unternehmen zu erreichen - auch international.

Autorin:

Gunda Röstel
Gelsenwasser AG
Willy-Brand-Allee 26, 45891 Gelsenkirchen
Telefon: 0209/708-1932; Telefax: 0209/708-1966
E-Mail: gunda.roestel@gelsenwasser.de

Wasserbereitstellung in Katastrophenfällen

Wasseraufbereitung mit Membrantechnik

– ohne elektrische Energie, ohne Chemikalieneinsatz –

Vorstellung eines Projektvorhabens

Axel Waldhoff, Universität Kassel

1 Einführung

Laut Bericht der Welt-Wasserkommission wird sich in den nächsten Jahren die in Teilen der Welt bereits heute als problematisch darstellende Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser ausreichender Qualität und Quantität in seiner Ausprägung noch verstärken (WHO 2003, WHO 2004). Forciert wird diese Entwicklung durch Naturkatastrophen wie Überschwemmungen, Hurricanes u.a., die durch den sich abzeichnenden Klimawandel in ihrer Häufigkeit und Intensität zunehmen können. Hygienisch nicht einwandfreies Trinkwasser führt in solchen Fällen häufig zu Durchfallerkrankungen, fieberhaften Infekten bis hin zu Epidemien. Meist sind die Kinder am stärksten betroffen. Eine extrem hohe Kindersterblichkeit ist die übliche Folge.

In diesen Fällen bisher eingesetzte Trinkwasseraufbereitungsanlagen dienen üblicherweise der Versorgung größerer Menschenmengen im Bereich mehrer tausend aufwärts. Sie zeichnen sich durch einen hohen Technisierungsgrad sowie einen entsprechenden Personal-, Energie- und Zusatzstoffbedarf für die Gewährleistung eines störungsfreien Betriebes aus. Eine gegebenenfalls problematische Ersatzteilbeschaffung und notwendige Reparaturen können im Schadensfall zum vorübergehenden Stillstand solcher Anlagen führen.

Zudem können entlegene Gebiete gerade im Katastrophenfall nicht oder nicht schnell genug versorgt werden, da der Antransport solcher Anlagen aufwendig ist und meist im Nahbereich nicht die für den Einsatz gewünschte Mindestanzahl an Menschen wohnt. Hier hilft dann nur der Wassertransport von entfernter aufgestellten Anlagen, welcher aufwendig, wenig sinnvoll und je nach Zuwegung schwierig bis unmöglich ist.

Die bereits heute angebotenen, auf Filtration basierenden Anlagen kleineren Typs, die zur Versorgung entlegener Gebiete mit Trinkwasser grundsätzlich eher geeignet wären, können jedoch nur einzelne Personen mit Trinkwasser versorgen. Aufgrund unzureichender Funktionalität bzw. Bedienbarkeit, die beispielsweise zu

einer schnellen Verblockung des Filtermediums führt, sind solche Systeme zudem für einen mehrtägigen kontinuierlichen Betrieb eher ungeeignet.

Im Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft wird die Aufbereitung von Rohwasser (meist Oberflächen- / Flusswasser) durch Membranfiltration untersucht. Dabei stehen die Entfernung von Trübstoffen und die Hygienisierung im Vordergrund. Geplant ist der Bau einer Pilotanlage zur Trinkwasseraufbereitung mit gravimetrisch betriebenen Mikro- und/oder Ultrafiltrationsmembranen zur Versorgung bis 200 Personen. Dabei wird ein Basis-Trinkwasserbedarf von 5 Litern pro Person und Tag angesetzt. Die anschließenden Untersuchungen an der Pilotanlage sollen schließlich in der Entwicklung einer serienreifen Anlage münden.

Ein einfacher mechanischer Aufbau, einfacher Transport, einfache Inbetriebnahme und Betrieb soll diese Anlage zu einem zuverlässigen „Hilfsmittel zur Selbsthilfe“ in einem Katastrophenszenario machen. Dabei stehen ein energieautarker Betrieb und die Unabhängigkeit von Chemikalien im Vordergrund. Die Möglichkeit, eine derartige Anlage vom Flugzeug aus mit Fallschirmen absetzen zu können wird diskutiert. Je einfacher jedoch ein Verfahren, desto geringer können nur die Anforderungen an das aufbereitete Wasser sein. Im Hinblick auf die geforderten Eigenschaften der Anlage erscheint auf der Grundlage der bisherigen Untersuchungen der Rückhalt von Feststoffen (AFS) und der weitestgehende Rückhalt von Bakterien und Viren technisch realisierbar. Als Orientierungspunkt für die Mindestqualität eines derart aufbereiteten Wassers wird die Richtlinie über die Qualität der Badegewässer vorgeschlagen (Kommission der EG 1976, 2002). Ein salziges oder gar toxisches Rohwasser wird unter den beschriebenen Umständen nicht aufzubereiten sein.

Dieser Anlagentyp dient dann ausschließlich dem Katastrophenfall, in dem es keine andere Alternative zur Trinkwasseraufbereitung gibt, dass heißt, eine aufwendigere Technik samt Personal erreicht nicht die Hilfsbedürftigen. Diese müssen für eine Übergangszeit von wenigen Tagen – bis eine geregelte Versorgung hergestellt ist – ihr Trinkwasser selber aufbereiten.

Durch einen modularen Aufbau der geplanten Anlage ist es denkbar diese schließlich auch technisch mit weiteren Verfahrensschritten zu ergänzen bis hin zu einer kontinuierlich arbeitenden, mit elektrischer Energie betriebenen, Trinkwasseraufbereitungsanlage. Orientierungspunkt für die Qualität des aufbereiteten Rohwassers kann dann die europäische Richtlinie zur Trinkwasserqualität (Kommission der EG 1998) bzw. die deutsche Trinkwasserverordnung (Bundesgesetzblatt 2001) sein. Dieser Schritt ist jedoch zunächst nicht Teil dieses Untersuchungsvorhabens.

2 Bisherige Untersuchungen

Das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft hat zur Demonstration und Überprüfung verschiedener Funktionsprinzipien eine Testanlage in Form eines Versuchsstandes erstellt. An diesem Versuchsstand wurden verschiedene Verfahrensweisen erprobt eine transmembrane Druckdifferenz ohne den Einsatz elektrischer Energie zu erzeugen. Als günstigste Variante stellte sich dabei die Nutzung der Gravimetrie heraus. In Abbildung 1 ist der wesentliche Kern der Testanlage in der Modifikation mit gravimetrisch betriebener Membran in einem Verfahrensfließbild anschaulich dargestellt.

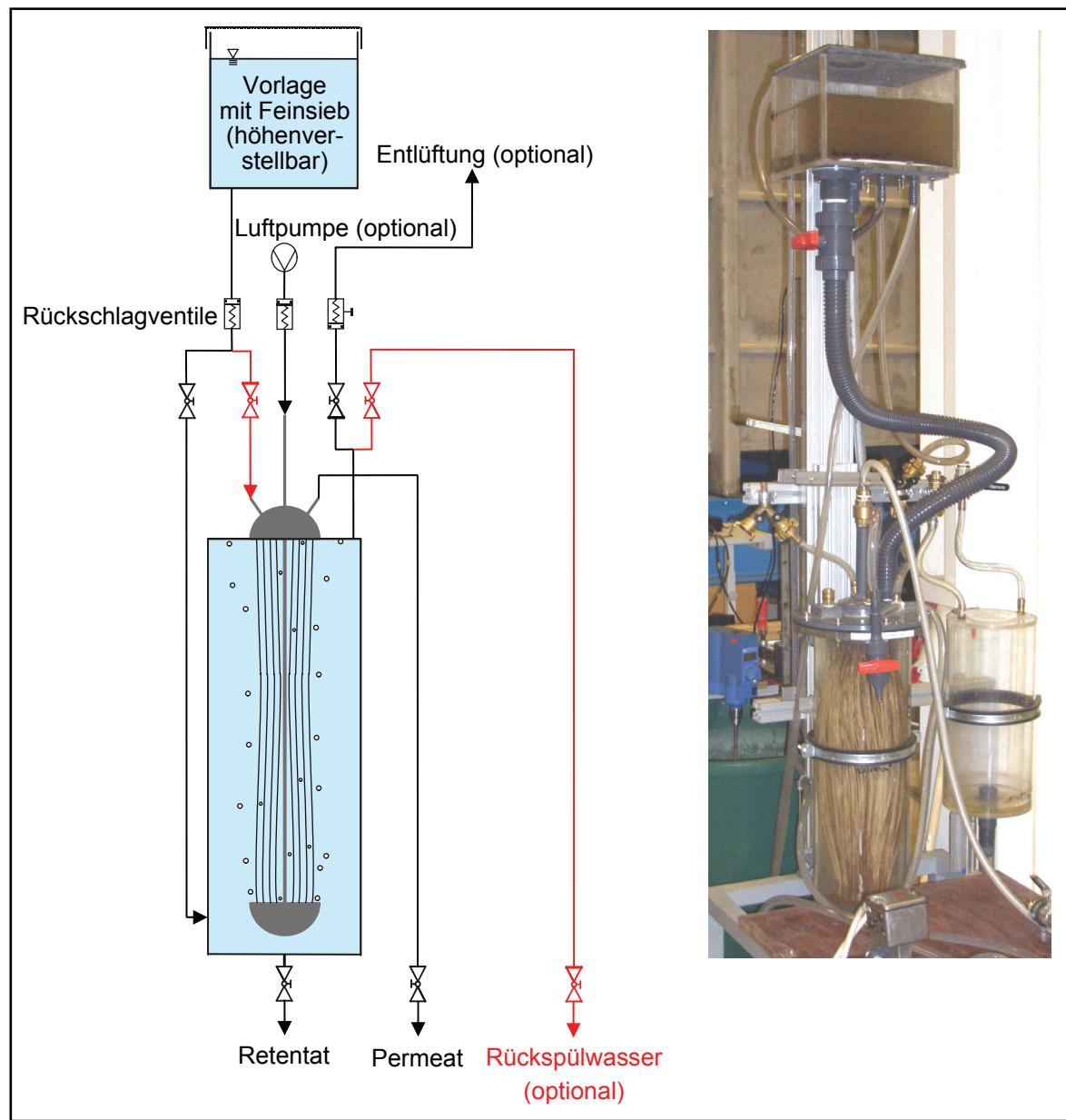


Abbildung 1: Verfahrensfließbild (anschaulich) Testanlage FG Siedlungswasserwirtschaft

Die Testanlage ist mit einem Mikrofiltrationsmodul der Bezeichnung ZW[®]10 (Hohlfasermembran) der ZENON GmbH bestückt, welche in einem separaten Filtrationsbehälter eingebaut ist. Die Membraneinheit verfügt über eine filtrationswirksame Fläche von 0,85 m² bei einer Porenweite von 400 nm.

Die transmembrane Druckdifferenz wird mittels Gravitation durch einen in der Höhe variablen Vorlagebehälter mit Überlauf bis maximal 200 mbar erzeugt. Mit einer einfachen Handluftpumpe kann der Filtrationsvorgang optional durch die Bildung eines „cross-flow“ für den erhöhten Deckschichtabtrag auf der Membran unterstützt werden. Gleichzeitig kann der Lufteintrag dazu genutzt werden den Innendruck des Filtrationsbehälters und damit den Membranfluss kurzzeitig zu erhöhen.

Der Einlauf des Vorlagebehälters ist mit einem Maschensieb der Öffnungsweite von 1 mm (= Seitenlänge der quadratischen Sieböffnung) ausgestattet, um eventuell vorhandene Grobstoffe in dem aufzubereitenden Rohwasser vor der Membran abzusieben. Eine Rückspülung der Membran mit Permeat ist optional durchführbar. Um die gewünschte Einfachheit des Verfahrens beizubehalten verfügt die Versuchsanlage in diesem Aufbau über keine weiteren Verfahrensschritte, wie z.B. Vorfilter oder Adsorptionsfilter.

Der Anlagendurchfluss wird über einen induktiven Durchflussmesser, die Feststoffkonzentration in der Filtrationskammer wird über eine inline Streulichtsonde kontinuierlich aufgezeichnet. Des Weiteren werden pH-Wert, Temperatur und Leitfähigkeit von Rohwasser und Permeat mittels inline-Sonden messtechnisch erfasst.

An dieser Testanlage werden seit Mai 2001 Versuche zur Bestimmung der stofflichen Leistungsfähigkeit, quantifiziert über den Rückhalt von Mikroorganismen, und der hydraulischen Leistungsfähigkeit, quantifiziert über die Permeabilität, des Membranmoduls durchgeführt. Dazu werden Rohwässer verschiedener Güte mit der Anlage aufbereitet. Zeiten des Nichtbetriebes werden genutzt, um Lagerungseinflüsse auf die Membran zu untersuchen. Darüber hinaus werden die idealen Abmessungen einer zu erstellenden Pilotanlage ermittelt und wichtige Erfahrungen zum Betrieb eines derartigen Aggregates gesammelt, die in das Anlagendesign einfließen.

Ein Ausschnitt der Testanlage beinhaltet Abbildung 2 – links der Membranfiltrationsbehälter, rechts ein Permeatsammelbehälter. Der Membranfiltrationsbehälter ist mit stark schwebstoffbelastetem Flusswasser gefüllt (hier aus dem Bach „Ahna“ auf dem Gelände der Universität Kassel. Probenahme während eines starken Regenereignisses mit Mischwasserentlastung oberstrom). Das Permeat im rechten Behälter ist feststofffrei.



Abbildung 2: Membranbehälter der Versuchsanlage mit Hohlfasermembran, gefüllt mit Flusswasser und Sammelbehälter für das Permeat

3 Hydraulische und stoffliche Leistungsfähigkeit

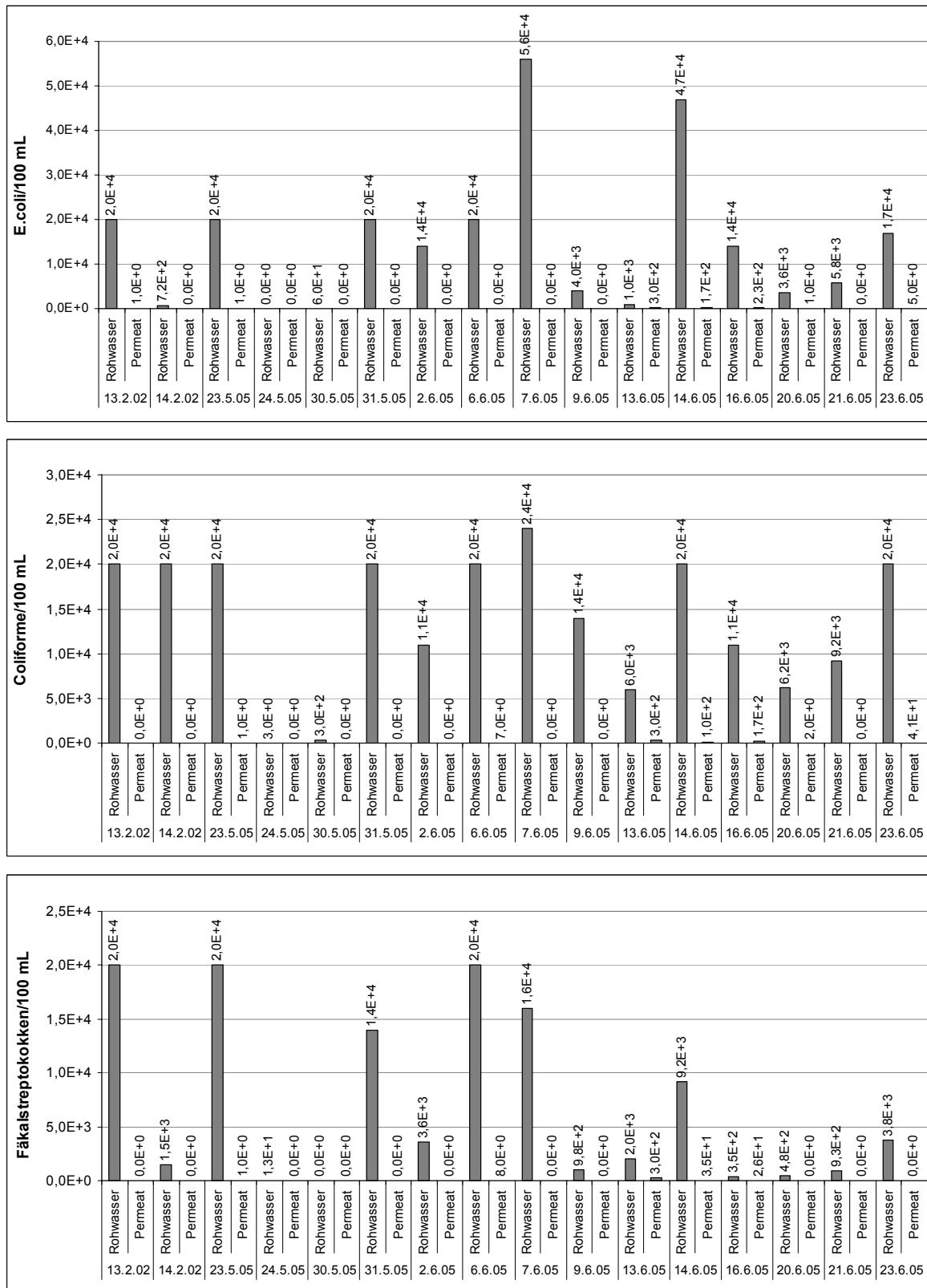
3.1 Rückhalt von Mikroorganismen

Die Mikro- und Ultrafiltration für den Rückhalt von Bakterien und Viren in Oberflächenwasser und kontaminiertem Grund- und Quellwasser kann heute als Stand der Technik angesehen werden (Gimbel et al. 2003, Lipp 2005).

Die am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft durchgeföhrten Untersuchungen bestätigen diese Einschätzung. Weil im beschriebenen Anwendungsfall die Membran in der Regel von fachfremden Personen unter starker körperlicher und psychischer Belastung betrieben wird, ist jedoch zu untersuchen, welchen Einfluss eine unsachgemäße Membranhandhabung und eine unsachgemäße Lagerung auf die Barrierewirkung gegenüber Mikroorganismen haben. Das Risiko von Membranschäden und Membranfouling sind hier von Bedeutung.

Die Wirksamkeit bezüglich des Rückhaltes von Bakterien wurde mit Flusswasser unterschiedlicher Feststoffbelastung und unterschiedlichen Mischwasseranteilen aus der Kanalisation sowie mit Ablauf aus der Kläranlage Kassel (ANK KS) untersucht. Ergebnisse der durchgeföhrten Versuche sind in Abbildung 3 dargestellt.

Wasserbereitstellung In Katastrophenfällen



E.coli: Membranfiltration, Chromokult NKS
 Coliforme: Membranfiltration, Chromokult NKS
 Fäkalstreptokokken: Membranfiltration, Azid NKS

Abbildung 3: Mikrobiologische Untersuchungen 2002 und 2005

Die Untersuchungen wurden über mehr als drei Jahre in Bezug auf E.coli, Coliforme, Fäkalstreptokokken und Salmonellen durchgeführt. Während dieser Zeit wurde das Membranmodul nicht gereinigt, erhöhten Druckstößen (über die Spezifikation hinaus) ausgesetzt und derart gelagert, dass sich ein dichter Biofilm auf der Membran etablierte. Während sich dadurch die hydraulische Leistungsfähigkeit der Membran erwartungsgemäß kontinuierlich verringerte (s. Abschnitt 3.2) blieb die Barrierewirkung gegenüber den untersuchten Mikroorganismen erhalten.

Eine Ausnahme stellen lediglich die Untersuchungen vom 13.6.2005 und 14.6.2005 in denen durch einen Störfall die Permeatleitung verkeimt wurde, was eine leicht erhöhte Bakterienanzahl im Ablauf der Anlage zur Folge hatte. Diese Keimbelaustung reduzierte sich im laufenden Betrieb nach Aufhebung des Störfalles selbstständig auf das Ausgangsniveau, ohne sterilisierende Maßnahmen an der Permeatleitung durchführen zu müssen.

Festzuhalten bleibt, dass die untersuchte Verfahrenstechnik für den beschriebenen Einsatzfall für den weitestgehenden Keimrückhalt geeignet erscheint. Untersuchungen zum Rückhalt ausgesuchter Viren (Enteroviren, Hepatitis A + E Virus, Rotaviren, u.a.) sind zukünftig durchzuführen.

Weil das Verfahren zu Gunsten seiner Einfachheit nicht redundant ausgebildet werden soll, ist anzumerken, dass grundsätzlich das Restrisiko einer Keimdurchschlagung, insbesondere bei mikroskopisch kleinen Membranbeschädigungen, in Kauf genommen werden muss. Problematisch dabei ist, dass bei derartigen Beschädigungen eine Verkeimung z.B. durch eine Trübung des Permeats nicht sichtbar ist.

Die angestellten Untersuchungen zeigen jedoch, dass es sich um eine sehr robuste Technik handelt. Dennoch sind Maßnahmen zu entwickeln die Membran vor dem Einsatz auf einfache Weise, wie z.B. mit Druckhaltetests auf Schäden zu untersuchen.

3.2 Hydraulische Leistungsfähigkeit

Parallel zu den mikrobiologischen Untersuchungen wurde die hydraulische Leistungsfähigkeit der Membran untersucht. Beispielhaft seien hier Filtrationsergebnisse mit dem Ablauf der Kläranlage Kassel (ANK KS) aufgeführt.

Die Membran wurde erstmals im Mai 2001 in fabrikneuem Zustand in Betrieb genommen. In

Abbildung 4 ist der erreichte Membranfluss bei unterschiedlichen transmembranen Druckdifferenzen (TMD) und die berechnete Permeabilität aufgetragen. Die Membran wurde ohne Rückspülung und ohne Belüftung betrieben.

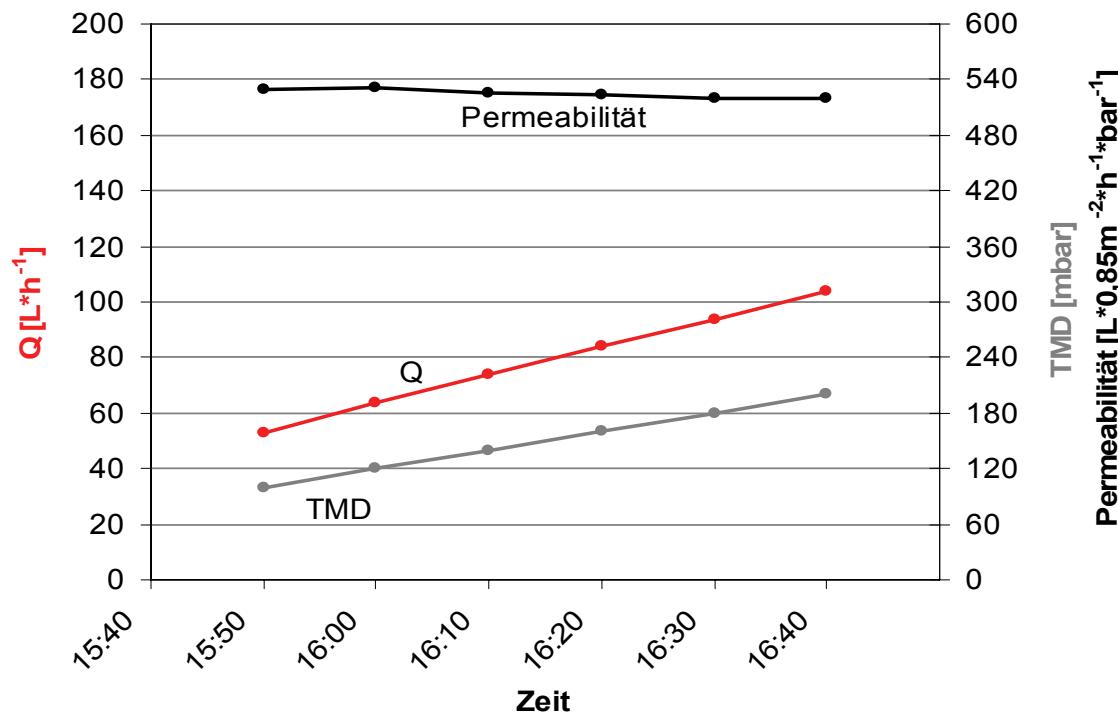


Abbildung 4: Hydraulische Leistungsfähigkeit des fabrikneuen Membranmoduls, ANK KS, Mai 2001

In neuem Zustand konnte eine Permeabilität von über $500 L \cdot 0,85 m^{-2} \cdot h^{-1}$ ($> 590 L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) erreicht werden. Damit das Rohwasser bei einer einsatzfähigen Anlage in Bezug auf die Höhe des Vorlagebehälters noch bequem einzufüllen ist, wurde eine maximale Bauhöhe der Anlage festgelegt, bei der ein Transmembrandruck (TMD) von maximal 150 mbar realisiert werden kann.

Bei diesem TMD konnte mit dem neuen Membranmodul ein Membranfluss von nahezu $80 L \cdot h^{-1}$ erreicht werden. Weniger die Leistungsfähigkeit eines neuen, sondern vielmehr die Leistungsfähigkeit eines stark in Anspruch genommenen Membranmoduls ist jedoch für den beschriebenen Einsatzfall von Bedeutung. Nach 4 Jahren temporärem Betrieb mit verschiedenen Rohwässern und unterschiedlichen Betriebseinstellungen sowie zwischenzeitlicher Lagerung ohne Reinigung war die Membran mit einem dichten Schmutz- und Biofilm belegt (s. Abbildung 5).



Abbildung 5: Membranmodul nach 4 Jahren Betrieb und Lagerung, Juni 2005

Die aus der Verblockung der Membran resultierende geringe hydraulische Leistungsfähigkeit, hier ebenfalls bei einem Filtrationsversuch mit ANK KS, ist in Abbildung 5 illustriert.

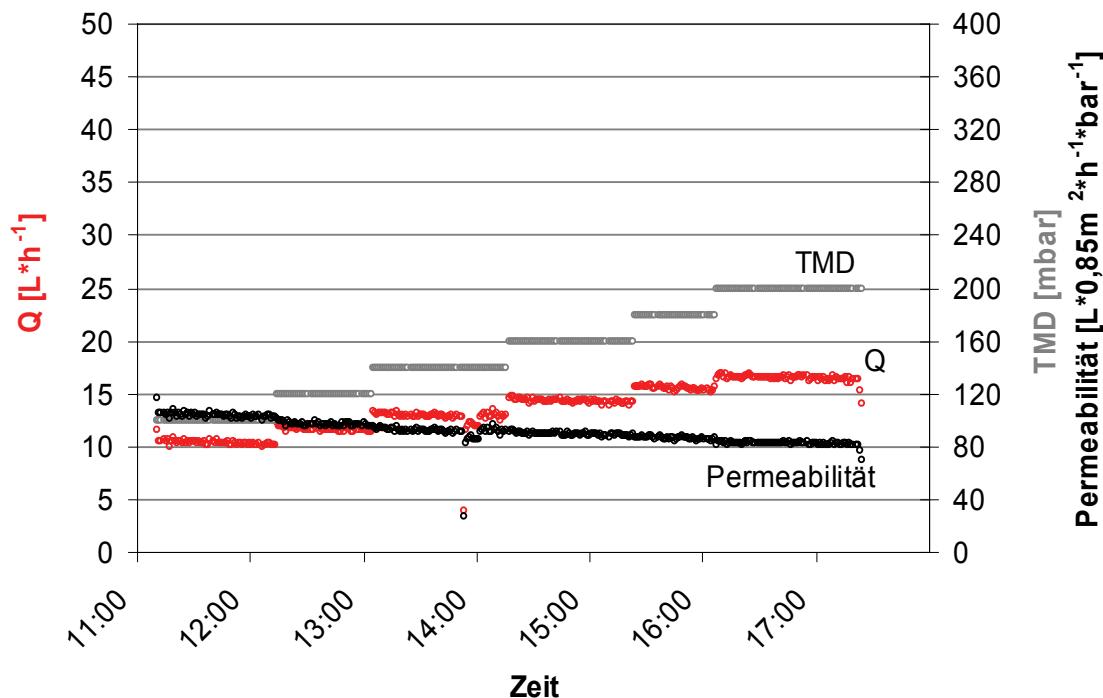


Abbildung 6: Hydraulische Leistungsfähigkeit des Membranmoduls nach 4 Jahren temporärem Betrieb und Lagerung, ohne Reinigung, ANK KS, Juni 2005

Die Permeabilität der Membran verringerte sich auf einen Wert von unter $80 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und konnte schließlich nicht mehr durch Membranentspannung aus Nichtbetrieb erhöht werden. Daraufhin wurde die Membran mechanisch und chemisch gereinigt. Die chemische Reinigung wurde von außen mit $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOCl in Trinkwasser bei 35°C und einer Stunde Membranbelüftung durchgeführt. In Abbildung 7 ist das gereinigte Modul dargestellt.



Abbildung 7: Memranmodul nach chemischer und mechanischer Reinigung, ANK KS
Juni 2005

Die nach der Reinigung erhöhte hydraulische Leistungsfähigkeit (Filtrationsversuch mit ANK KS) ist in Abbildung 8 dargestellt.

Direkt nach der Reinigung wurde eine Permeabilität von $400 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ erreicht. Die Verblockung war somit nicht reversibel, zumal diese Permeabilität schnell auf einen Wert von gut $200 \text{ L} \cdot 0,85 \text{ m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ sank.

Bei sicherheitsbehafteter Betrachtung scheint ein Bemessungsfluss von $35 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ bei einer Membranfläche des Testmoduls von 085 m^2 und einem TMD von maximal 150 mbar ohne Membranbelüftung realistisch. Diese Angabe wurde ebenfalls aus den Untersuchungen mit Flusswasser unterschiedlicher Feststoffbelastungen hergeleitet.

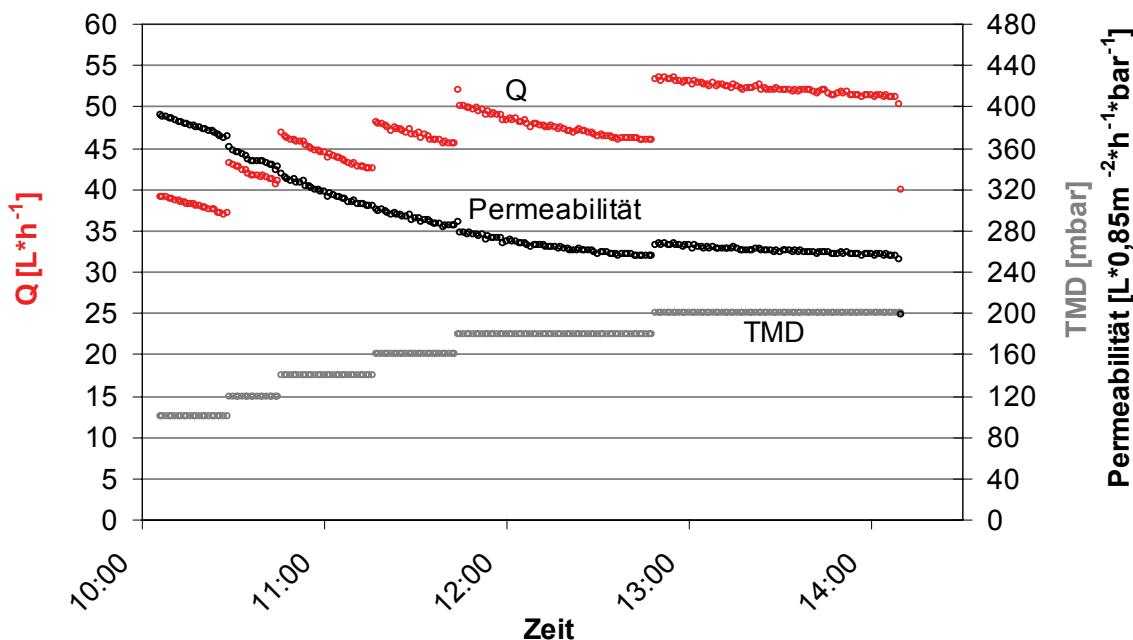


Abbildung 8: Hydraulische Leistungsfähigkeit des Membranmoduls nach chemischer und mechanischer Reinigung, ANK KS, Juni 2005

Sollte eine derartige Anlage 200 Menschen bei einem pro Kopf Bedarf von $5 L \cdot d^{-1}$ versorgen können, werden, unter der Annahme, dass die Anlage mindestens 12h von 24h am Tag betrieben wird, ca. $2,5 m^2$ Membranfläche benötigt. Das entspräche der Membranfläche von ca. 3 des hier verwendeten Testmoduls. Das Gewicht und das Ausmaß einer derartigen Anlage erlauben es, dass diese von einer Person getragen werden kann.

4 Zusammenfassung und Fortführung

Die technische Machbarkeit der geschilderten Anwendung mit Mikrofiltrationsmembranen konnte durch die durchgeführten Untersuchungen an der Versuchsanlage bewiesen werden. Bemessungsgrundlagen für den geplanten Bau einer Pilot- bzw. Demonstrationsanlage wurden hergeleitet.

Mit dem Bau einer Pilotanlage soll letztendlich die Entwicklung einer serienreifen Anlage initiiert werden, die den Anforderungen eines technisch zuverlässigen Betriebes bei gleichzeitig minimalem technischen Aufwand und einfacher Bedienbarkeit Rechnung trägt. Die Bedienung soll ohne Einweisung fachkundiger und ohne Sprachkenntnisse durch den Einsatz von Piktogrammen möglich sein.

Diese Anlagen könnten dann von nationalen und internationalen Hilfsorganisationen, nichtstaatlichen wie auch staatlichen/internationalen Stellen für den Einsatz in Katastrophenfällen vorgehalten werden.

Weitere Untersuchungsergebnisse werden auf der „international Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability“, Jeju Island, Korea (Frechen et al. 2005) und auf der „1st National Young Researchers Conference Emerging Pollutants and Emerging Technologies“, Aachen (Waldhoff 2005) präsentiert.

5 Danksagung

Ein besonderer Dank gilt der Zenon GmbH für die Bereitstellung der in den Untersuchungen genutzten Hohlfasermembranen. Die bisherigen Untersuchungen wurden durch das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Kassel finanziert. Für die Fortführung werden externe Mittelgeber gesucht.

6 Literaturverzeichnis

Bundesgesetzblatt (2001)

Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001), seit 1. Januar in Kraft.

Kommission der EG (1976)

Richtlinie 76/160/EWG des Rates über die Qualität der Badegewässer, zuletzt geändert 1991

Kommission der EG (1998)

Richtlinie (98/83/EC) des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

Kommission der EG (2002)

Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Qualität der Badegewässer

Frechen F.-B., Waldhoff A. (2005)

Water supply from surface waters with a small gravity flow membrane filtration unit for use in cases of disasters. Manuscript for the international Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability, WRRS 2005, Nov. 8.-11.2005, Jeju Island, Korea.

Gimbel, R., Hagmeyer G. (2003)

Anforderungen an die Membrantechnik in der Trinkwasseraufbereitung. In: Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung. Begleitbuch zur 5. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik 30.09.-1.10.2003.

Lipp, P. (2005)

Membranfiltration in der öffentlichen Wasserversorgung. Tagungsunterlagen der Membrantage in Osnabrück 21.06.-23.06.2005. Gemeinschaftstagung der DWA und DVGW.

Waldhoff, A. (2005)

Water supply from surface waters with a small gravity flow membrane filtration unit for use in cases of disasters. 1st National Young Researchers Conference "Emerging Pollutants and Emerging Technologies". Poster Exhibition. Aachen

World Health Organization. (2003)

Emerging Issues in Water and Infectious Disease, WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, ISBN 92 4 1590823.

World Health Organization. (2004)

Guidelines for drinking-water quality. Vol. 1:3rd ed., WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, ISBN 92 4 154638 7.

Autor:

Dipl.-Ing. Axel Waldhoff

Universität Kassel

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel

Telefon: 0561/804-3115; Telefax: 0561/804-3642

E-Mail: a.waldhoff@bauing.uni-kassel.de

Trinkwasseraufbereitung mit ZeeWeed® Membranen am Beispiel der Anlagen Chestnut Avenue/Singapur und Miltenberg/Unterfranken

Ulrich Mende, Zenon GmbH/Hilden

1 Einführung

Die Wasseraufbereitung mit ZeeWeed® Membranen gehört mittlerweile zum „Stand der Technik“ im Bereich der Ultrafiltrationsprozesse. Weltweit sind viele Anlagen mit diesen getauchten Ultrafiltrationsmembranen ausgerüstet und belegen die besondere Eignung dieses Systems.

Aus der Vielzahl dieser Referenzen werden im Rahmen dieses Vortrages zwei besondere Anlagen herausgestellt, die sich durch eine außergewöhnliche Prozessführung auszeichnen. Die kleinere der beiden, die Trinkwasseraufbereitung der EMB (Energieversorgung Miltenberg.) fährt zeitweise mit einer Trinkwasser- ausbeute von nahezu 99 % und die Größere, Chestnut Avenue/Singapur, gewinnt ihr Permeat ohne den Einsatz von saugenden Pumpen. Beide Anlagen werden beschrieben und ihre Besonderheiten dargestellt.

Im Rahmen einer kurzen Einführung werden zunächst das ZeeWeed® Verfahren sowie die verwendeten Module und Membranen vorgestellt.

2 Allgemeine Beschreibung ZeeWeed®

2.1 Die Module und Membranen

ZW1000

Die Membran mit der höchsten Packungsdichte. Leicht verschmutzte Wässer und besonders Grundwasser können mit sehr hoher Ausbeute bei geringsten Verbräuchen an Energie und Chemikalien aufbereitet werden. Die Errüttigung von bestehenden Wasserwerken ohne aufwändige Baumaßnahmen konnte schon vielfach verwirklicht werden.



Abbildung 1: ZW 1000 Kassette



ZW500

Die Membran für höhere Feststoffbelastungen. Die verstärkte Membrane mit innerem Stützgewebe ist für höchste Belastungen bei hohen Schlammgehalten mit maximaler Belüftung gebaut. Ständig hohe Rohwassertrübungen oder die Dosierung großer Flockungsmittelmengen z.B. bei der Entfernung von Färbung und/oder organischen Verunreinigungen werden optimal mit diesem Membrantyp behandelt.

Abbildung 2: ZW 500 Kassette

2.2 Das Verfahren

Im Unterschied zu den „trocken aufgestellten“ Membranen, die im für die Trinkwasseraufbereitung im so genannten Dead-End Betrieb gefahren werden, bei dem das zu filtrierende Wasser den Membranen mit einem Überdruck zugeführt wird, befinden sich die getauchten Membranen direkt in dem zu filtrierenden Wasser, in einem offenen Behälter.

Der Transmembrandruck wird durch einen leichten Unterdruck überwunden. Das zu filtrierende Wasser tritt nach innen in die Kapillaren ein und wird zum Verbraucher gefördert. Auf der Außenseite befindet sich das Rohwasser mit seiner Verschmutzung, die somit nicht in das Innere der Kapillaren eindringen kann, was eine Verstopfung des Kapillarinneren verhindert.

Die Reinhaltung der Membranen erfolgt über eine periodische Rückspülung mit Permeat und eine Bewegung der Membran durch aufströmende Luftblasen an der Außenseite der Fasern. Die angereicherten Feststoffe werden kontinuierlich oder diskontinuierlich aus dem System ausgetragen. Dieser Rückspülprozess erfolgt, je nach Wasserqualität, alle 15 – 120 Minuten für ca. 20 – 30 Sekunden.

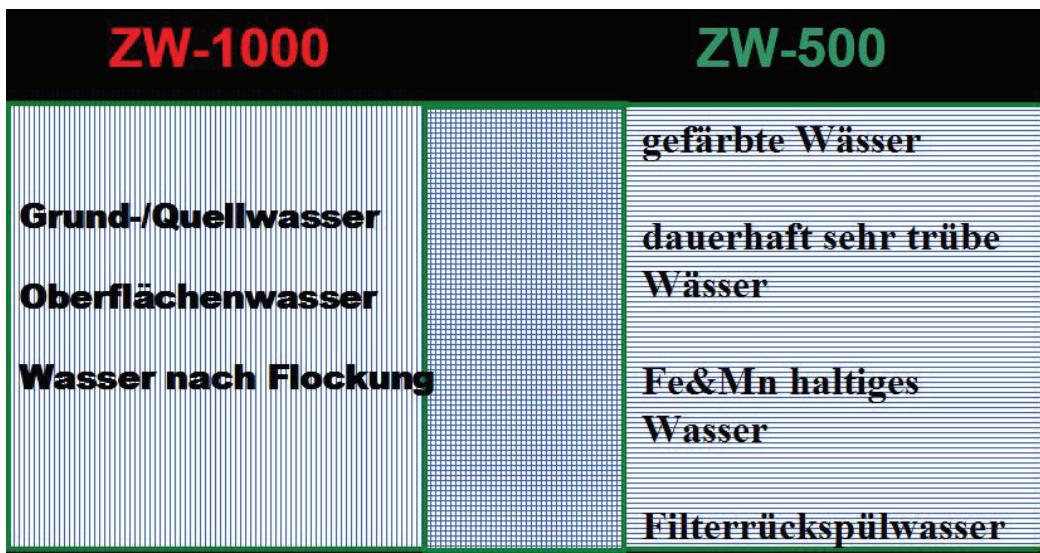


Abbildung 3: Einsatzbereiche der ZeeWeed® Membranen

3 Anlagenbeispiele

3.1 Beschreibung der Anlage in Miltenberg

Die Trinkwassergewinnung im Wasserwerk Erftal, Miltenberg, erfolgt durch die Aufbereitung oberflächennahen Grundwassers. Die bestehende Aufbereitungsanlage wird durch eine Sanierung und Erweiterung an die neue Trinkwasserverordnung angepasst. Das Wasser aus den an das Wasserwerk angeschlossenen Brunnen wird zunächst entsäuert und dann einer Ultrafiltrationsanlage mit getauchten ZeeWeed® Membranen zugeführt. Durch die Ultrafiltration erfolgt die zuverlässige Entfernung vorhandener Trübstoffe aus dem Brunnenwasser. Vor der Verteilung wird das filtrierte Wasser aufgrund behördlicher Auflagen zusätzlich mit einer UV-Anlage behandelt.

Die ZeeWeed® Ultrafiltrationsanlage besteht aus zwei Strassen, die jeweils mit einer Kassette vom Typ ZW1000 ausgerüstet sind. Sie konnte ohne Neubau in das Wasserwerk integriert werden.

3.2 Besondere Fahrweise

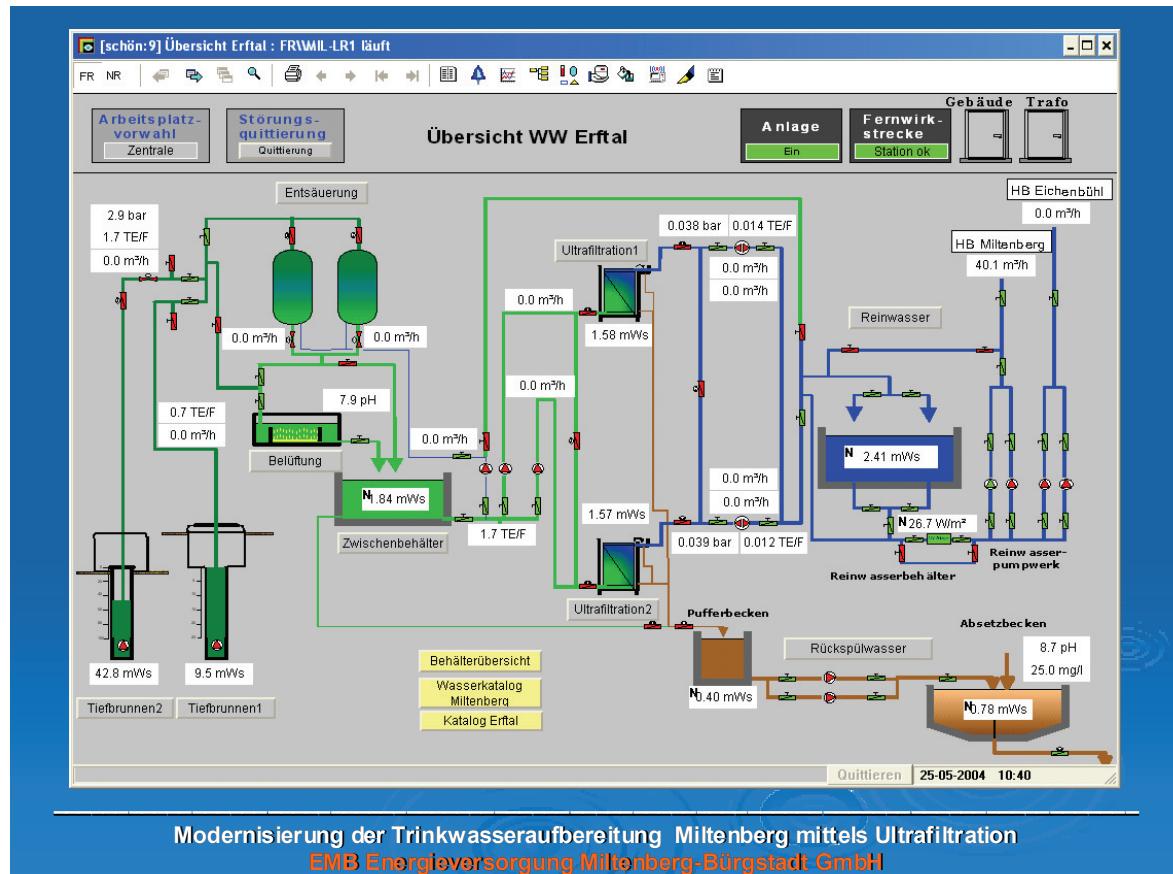


Abbildung 4: Übersichtsbild Wasserwerk Erftal, EMB Miltenberg

Die Besonderheit der Anlage in Miltenberg besteht darin, dass die Rückspülwassermenge dadurch reduziert wird, dass das Spülwasser der beiden Ultrafiltrationsanlagen, welches alle 2 Stunden anfällt, in der Regel nicht in Richtung Pufferbecken geleitet wird, sondern in den Zwischenbehälter fließt. Aus diesem Zwischenbehälter wird es dann vermischt mit dem Rohwasser aus dem Flachbettbelüfter wieder den beiden Ultrafiltrationsstraßen zugeleitet. Im Zulauf zu den UF'en befinden sich Trübungsmessungen, die den Grad der Aufkonzentrierung kontrollieren. Erst wenn das zugeführte Rohwasser zu stark belastet ist, erfolgt die Ableitung der Spülwässer in das Pufferbecken und weiter in die Erf.

Die Rückspülung erfolgte seit Inbetriebnahme der Anlage fast ausschließlich im 2-Stunden-Rhythmus. Dabei wird das Spülwasser bei geringer Trübung des Rohwassers - und das ist überwiegend der Fall - wieder in den Rohwasserzwischenbehälter zurückgespült. Berücksichtigt man noch, dass beim Klarspülen der Entsäuerungsfilter etwa die Hälfte des benötigten Reinwassers ebenfalls in den Rohwasserbehälter gefördert wird, vermindert sich der Verbrauch von Rückspülwasser für die Ultrafiltration von ca. 2,5% auf etwa 1 – 1,5%. (¹)

3.3 Beschreibung der Anlage in Chestnut

Die Verwaltung der Stadt Singapur (PUB) arbeitet seit Jahren daran, die Wasserversorgung für ihre mehr als 6 Millionen Einwohner und die Industrie weiterhin sicher zu gewährleisten. Um die Versorgung der wachsenden Bevölkerung mit Wasser von hoher Qualität sicherzustellen, wurde die Trinkwasserinfrastruktur überdacht.

Das Wasserwerk Chestnut Avenue (CAWW) ist eines der größten Wasserwerke des Landes, ausgestattet mit einem konventionellen Sandfilter. Das CAWW hatte Probleme, die Qualitätsvorgaben der Verwaltung einzuhalten, und die Anlage musste erweitert werden. Da ein Naturschutzgebiet in unmittelbarer Nähe liegt, musste der Ausbau auf der kleinstmöglichen Fläche erfolgen – dies war mit konventioneller Technologie nicht zu erreichen.

Der Zulauf der Anlage erfolgt derzeit von der Upper Pierce-Talsperre – zukünftig kann ein weiterer Teilstrom vom Fluss Tebrau zugeführt werden. Mit einem durchschnittlichen Trübstoffanteil von >5 NTU und einem durchschnittlichen Farbanteil von 22 Hazen-Einheiten ist dieses Wasser ausgesprochen schwierig zu behandeln. Das Rohwasser aus dem Reservoir wird über einen 1 mm Feinrechen geleitet. In den Zulauf zur Anlage wird Aluminiumsalz zugefügt, um Farbe und TOC zu flocken. Kalk wird zugegeben, um den pH-Wert zu justieren.

Die Auswahl der Lieferanten für die Anlagenerweiterung erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Ingenieurbüro Black & Veatch SEA Pte. Ltd. Nachdem die Entscheidung für eine Ultrafiltration (UF), als der am besten geeigneten Technologie für diese Anwendung gefallen war, wurde eine fünfmonatige Untersuchung mit verschiedenen UF Membranverfahren durchgeführt. Nach deren Abschluss, im November 2002, entschied sich die PUB für die getauchten ZeeWeed® Membranen. Zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme im Dezember 2003, war die CAWW Anlage die weltweit größte getauchte UF-Membrananlage. Das gesamte Werk mit einer Kapazität von 273.000 m³/d wurde in nur 13 Monaten konzipiert und gebaut. Der Bau wurde für eine zukünftige Gesamtleistung von 478.000 m³/d ausgelegt, aber zunächst nur mit einer Membrankapazität von 273.000 m³/d in einer 8 (14)-strassigen Anlage realisiert. Hierbei wurde nur ein Bruchteil des Platzbedarfes einer konventionellen Anlage benötigt.

3.4 Besondere Fahrweise

Das Wasser wird im Freigefälle in die Flockungstanks geleitet und von da aus in die ZeeWeed® Membrantanks. Bei der Filtration wird das Wasser auf die Innenseite der Membrane gesaugt. Der Unterdruck wird nicht durch ein Pumpensystem,

sondern durch ein Siphon-Verfahren erzielt – dies verringert den Platzbedarf der Gesamtanlage zusätzlich. Der Siphoneffekt wird durch einen Höhenunterschied von 9 m zwischen dem Niveau des ZeeWeed® Tanks und des flussabwärts gelegenen Zwischenspeichers erreicht. Neben der Platzersparnis, die durch das Entfallen der 8(14) Permeatpumpen erreicht wird, ist auch noch ein Vorteil bezüglich des Energiebedarfs und des Wartungsaufwandes zu verzeichnen. Die Rückspülung der Membranen erfolgt weiterhin „konventionell“ mit Rückspülpumpen.

Im Vergleich zu konventionellen Verfahren erzielt die ZeeWeed® Flockungsfiltration ein besseres Ergebnis bei der Entfernung von Farbstoffen und TOC, bei einem Verbrauch von weniger Flockungsmittel. Dies führt zu einer Reduzierung von Rückständen und darüber hinaus zu niedrigeren Entsorgungskosten.

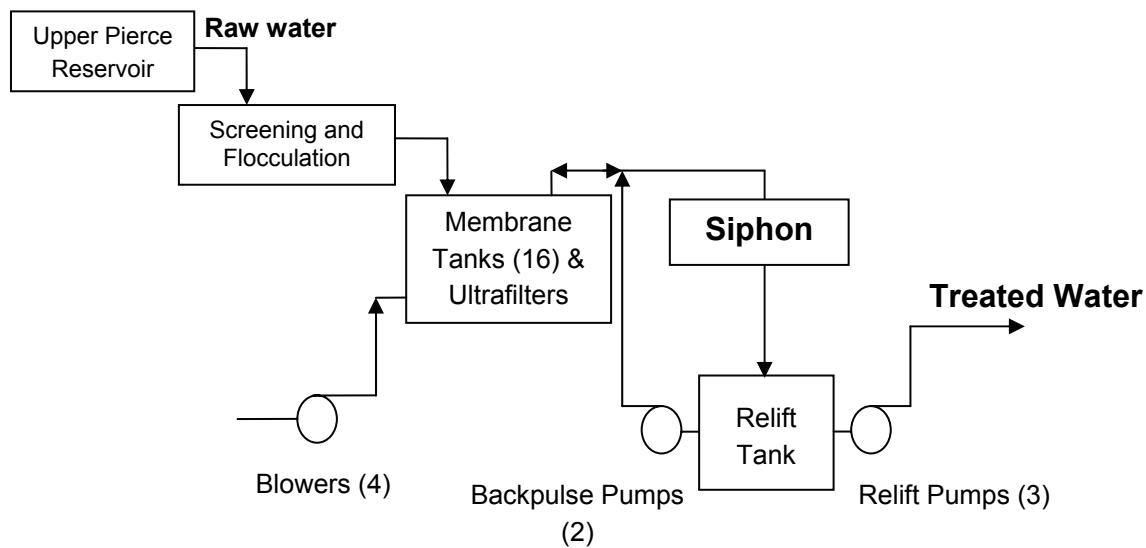


Abbildung 5: Blockfließbild Chestnut Avenue

5 Zusammenfassung

Die beiden Anwendungsbeispiele geben einen Einblick in die vielfältige Nutzungsmöglichkeit der getauchten Membranen. Stetige Optimierungen der Kassettengeometrie ermöglichen immer höhere Packungsdichten und damit den wirtschaftlichen Einsatz auch dort, wo bisher die konventionellen Verfahren aus Kostengründen bevorzugt wurden. Möglich wird dies durch zwei optimal angepasste Membrantypen in ihren Modulkassetten. Mithilfe dieser Werkzeuge ist es möglich, nahezu jedes Wasser zu behandeln.

In weiteren Vorträgen wird der Einsatz von ZW500 in Membranbioreaktoren dargestellt. Die Anwendung von ZW1000 im Bereich der „Nachfiltration“ von Kläranlagenablauf zur Brauchwassergewinnung erfährt eine steigende Bedeutung. Sie wird bereits heute großtechnisch mit einigen Referenzen belegt.

Die Gewinnung von Wasser/Trinkwasser aus „risikobehafteten“ Quellen ist nicht primär ein Thema in Deutschland. Es gibt jedoch international vielerorts die Notwendigkeit aus solchen Quellen sicheres Trinkwasser zu produzieren.

Gerade die Verwendbarkeit vielfach belastbarer Membranen wird begrüßt, um auch dort zur sicheren Wasserversorgung beitragen zu können, wo mit konventionellen Prozessen nur schwierig, wenn überhaupt, gearbeitet werden kann.

6 Literaturverzeichnis

¹ Modernisierung der Trinkwasseraufbereitung Miltenberg mittels Ultrafiltration, 30.06.2004 Universität der Bundeswehr München (2004), Hans Dieter Arnold, EMB Miltenberg

Autor:

Dipl.-Ing. Ulrich Mende

Zenon GmbH

Nikolaus-Otto-Strasse 4, 40723 Hilden

Telefon: 02103/5703-0; Telefax: 02103/989850

E-Mail: u.mende@zenon-europe.de

Membranbelebungsverfahren für die kommunale Abwasserreinigung

Franz-Bernd Frechen, Universität Kassel

1 Einleitung

Die biologische Abwasserreinigung braucht Mikroorganismen in der Abwasserbehandlungsanlage. Ihr Ausschwemmen muß verhindert werden, sie müssen also im System zurückgehalten werden. Dazu wird üblicherweise entweder auf das Prinzip der Schwerkraftabtrennung der Belebtschlammflocke im Nachklärbecken, basierend auf einem – sehr geringen – Dichteunterschied zwischen dem Mikroorganismus und Wasser, zurückgegriffen, oder man verläßt sich auf die Sessilität der Mikroorganismen.

Daß beide Prinzipien aber auch je nach Vorfall und Konstellation Probleme bis hin zu Totalausfällen mit sich bringen können, war stets bekannt und Gegenstand vieler Praxiserfahrungen und Forschungsarbeiten, durch die die konventionelle biologische Abwasserbehandlung letztlich einen unter Ausfallaspekten doch recht hohen Standard erreicht hat. Gleichwohl begrenzt das genutzte Prinzip der Fest-Flüssig-Trennung das Verfahren als solches, was in den Bemessungsvorschriften z.B. der DWA berücksichtigt wird und dazu führt, daß eine so okkulte Größe wie die „Absetzeigenschaften des belebten Schlammes“ für die Bemessung die entscheidende Kenngröße darstellt – die es aber anzunehmen oder zu schätzen gilt.

Mit der in Deutschland 1999 erstmals in einer großtechnischen Anlage eingeführten Membrantechnik als Trennverfahren zur Rückhaltung der partikulären Mikroorganismen hat insoweit ein Paradigmenwechsel stattgefunden, vergleichbar der Umstellung von einem kraftschlüssigen auf ein formschlüssiges System in der Mechanik. Und: besteht beim konventionellen Trennverfahren das Problem darin, daß womöglich „hinten zuviel rauskommt“, so ist es bei Einsatz der Membran als Barriere u.U. problematisch, ob „hinten genug rauskommt“.

Wäre das Membranverfahren leistungsfähiger, sicherer und kostengünstiger als die herkömmlichen Abwasserbehandlungsverfahren, so wäre die zukünftige Bedeutung dieses Verfahrens schnell und einfach beschrieben. Da das aber offensichtlich nicht so ohne weiteres der Fall ist, ist eine differenziertere Betrachtungsweise erforderlich.

Nachfolgend wird das Verfahren, da es mittlerweile doch schon als recht verbreitet bekannt gelten darf, lediglich in Stichworten vorgestellt. Danach werden die spezifischen Aspekte beleuchtet, die bei der Betrachtung wesentlich und für die künftige Abwasserbehandlung bedeutsam sind.

2 Das Membranbelebungsverfahren

2.1 Vorbemerkung

Die DWA hat durch Einrichtung des Fachausschusses KA-7 „Membranbelebungsanlagen“ vor nunmehr etwa 8 Jahren der Tatsache Rechnung getragen, dass hier ein neues, in mancherlei Hinsicht tatsächlich entscheidend anderes Verfahren mit erheblichen Potentialen zu einer weitgehenden Abwasserbehandlung ins Rampenlicht der kommunalen Anwendung tritt. Im Zeitraum ab Juni 2000 wurden die 5. bis 18. Sitzung sowie zwei Redaktionsausschuss-Sitzungen abgehalten. Mit daher konstant über die letzten 4 Jahre mehr als 3 stets zweitägigen Sitzungen pro Jahr kann der Fachausschuss als außerordentlich aktiv gelten. Dies spiegelt auch den hohen Stand des Interesses an dieser Technik wieder.

Bisher wurden zwei Arbeitsberichte [1, 2] erstellt, ein Merkblatt befindet sich derzeit in der Erstellungsphase durch 4 DWA-Arbeitsgruppen (KA-7.1 bis KA-7.4).

2.2 Kurzbeschreibung

Abbildung 1 zeigt das Schema einer getauchten Membranfiltration – nur diese wird derzeit im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung eingesetzt.

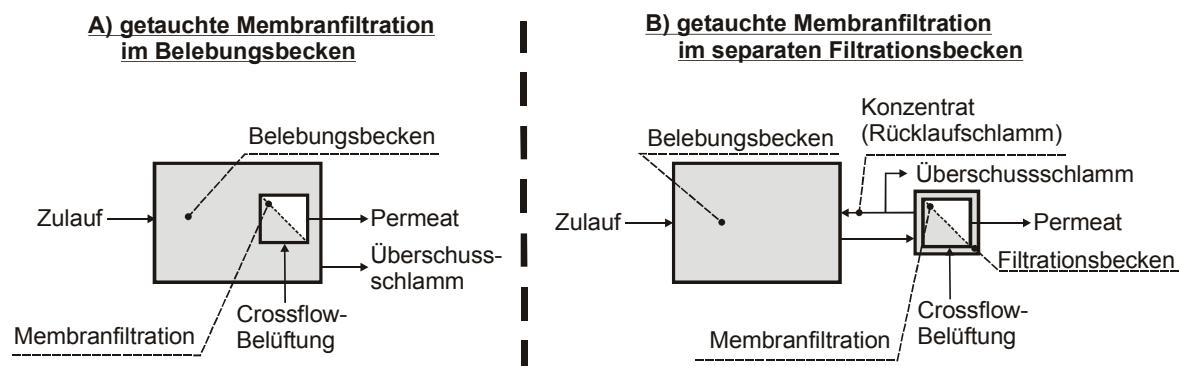


Abbildung 1: Einbaumöglichkeiten einer getauchten Membranfiltration

Es werden entweder Hohlfasermembrane oder Plattenmembrane eingesetzt. In der Hohlfaser bzw. im Inneren der Platte, welche durch ein Stützgewebe, den Spacer, drainierbar ist, herrscht ein Unterdruck so daß die Membran nach innen durchflossen wird. Dies würde recht schnell zur Membranverstopfung führen, wenn die sich durch den Filtrationsvorgang aufbauende Deckschicht, also Schicht an „entwässertem“ Schlamm, nicht entfernt würde. Dies wird erreicht durch die Crossflow-Belüftung, eine – meist grobblasige – Belüftung unterhalb der Membran, die ein Aufsteigen von Flüssigkeit und Luftblasen, den Crossflow, erzeugt. Dieser Crossflow streicht an der Membranoberfläche vorbei und ist infolge der dadurch eingetragenen mechanischen Energie in der Lage, die Deckschicht zu kontrollieren und zu minimieren.

Die Crossflow-Belüftung ist also ein wesentlicher und auch integrierter Bestandteil der in „Modulen“ einbaufertig vorkonfektionierten Membranbündel bzw. –plattenpakete. Der Energiebedarf zur Erzeugung eines ausreichenden Crossflow ist der größte Einzelposten und übertrifft den Energiebedarf zur Deckung des biologisch notwendigen Lufteintrages und zur Erzeugung des Unterdrucks an der Membran bei weitem, worin – neben den hohen Investitionskosten – ein Hauptmanko des Membranbelebungsverfahrens liegt.

2.3 Leistungsfähigkeit des Membranbelebungsverfahrens

Die Berechnung der Größe der Belebungsbecken kann nach dem ATV-DWK Arbeitsblatt A 131 [3] erfolgen, wobei zur Ermittlung der Volumina ein erhöhter Feststoffgehalt angesetzt werden kann. Dieser sollte nach den derzeitigen Erfahrungen der Betriebspraxis nicht wesentlich höher als 12 g/l gewählt werden. Ein ggfs. vorhandenes Filtrationsbecken kann zum Volumen V_{BB} hinzugezählt werden abzüglich des durch die Einbauten verdrängten Volumens.

In biologischer Hinsicht – Abbau der organischen Stoffe und Elimination der Nährstoffe – unterscheidet sich das Verfahren prinzipiell nicht wesentlich vom normalen Belebungsverfahren. Dennoch erbringt es bessere Reinigungsleistungen.

Die hohe Leistungsfähigkeit des Membranbelebungsverfahrens resultiert aus der vollständigen Abtrennung aller Feststoffe durch die Membranen. Hierdurch ergibt sich eine verbesserte Elimination bezüglich BSB und CSB sowie von Nährstoffen und Mikroorganismen. Stickstoff, Phosphor und Kohlenstoff sind daher im Ablauf von Membranbelebungsanlagen um den Anteil reduziert, der bei konventionellen Anlagen aus Feststoffen stammt.

Membranfilter halten **Mikroorganismen** in einem sehr hohen Maße zurück. Dies gilt auch für Viren, die kleinsten Krankheitserreger, die theoretisch durch die Membranporen hindurchtreten können. Die Viren lagern sich aber typischerweise

an Partikel und Mikroorganismen an, so daß sie durch die Elimination größerer Partikel auch aus dem Abwasser entfernt werden. Im Filtrat können so die Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie eingehalten werden.

Voraussetzung für das hohe Rückhaltevermögen der Membranbelebungsanlagen gegenüber den Krankheitserregern ist, daß keine Kurzschlüsse zwischen gereinigtem und nicht gereinigtem Abwasser bestehen und die Membran und Anschlüsse stets dicht sind. Diese Forderung scheint trivial, in der Praxis sind aber entsprechende Kontrollen erforderlich. Die Elimination von **Mikroschadstoffen**, z.B. Arzneimittel-Reststoffe und endokrin wirksame Substanzen, setzt biologische Prozesse oder Adsorption an den Schlamm voraus, da die beim Membranbelebungsverfahren eingesetzten Membranen keinen Rückhalt von gelösten Substanzen bieten.

2.4 Einsatz des Membranbelebungsverfahrens

Tabelle 1 gibt eine Übersicht über realisierte Membranbelebungsanlagen. Diese auch in ihren Vorgängerversionen bereits oft zitierte Fleißarbeit des DWA-Fachausschusses KA-7 enthält die nach bestem Wissen zusammengestellten Daten für Deutschland komplett und für die übrigen europäischen Länder auszugsweise.

Tabelle 1: Übersicht über den Einsatz des Membranbelebungsverfahrens

Land	Name	EW	Status	Land	Name	EW	Status
D	Rödingen	3.000	1999	GB	Porlock	3.000	1997
	Markranstädt	12.000	2000		Swanage	23.000	1999
	Knautnaundorf	900	2002		Campbeltown	24.840	2001
	Monheim	9.700	2003		South Wraxall	300	2001
	Kaarst-Nordkanal	80.000	2004		Lowestoft	46.000	2002
	Merkendorf	250	2004		Gairloch	2.122	2003
	Richtheim	100	2004		Longbridge	1.437	2003
	Seelscheid	11.500	2004		Lynmouth	3.000	2003
	Waldmössingen	2.600	2004		Buxton	30.000	2004
	Simmerath	750	Demo		Mathry	1.000	in Planung
	St. Wendel	150	2005		Moneyreagh	1.450	2002
	Eitorf	11.640	2005		Kircubbin	3.000	2003
	Woffelsbach	6.200	2005	I	Brescia	46.000	2002
	Konzen	9.700	in Bau	B	Schilder / Antwerpen	10.000	2003
	Glessen	9.000	in Planung	CH	Säntis	bis 8.000	2000
	Piene	170	in Planung		Schwägalp	780	2002
NL	Varsseveld	23.150	2005		Uerikon	9.000	in Bau
	Heenvliet	3.330	2005		Wädenswil	22.000	in Bau
	Ootmarsum	7.000	in Planung	A	St. Peter ob Judenburg	1.500	2002
	Hilversum	91.000	in Planung	F	Ile de Yeu	4.036	2000
	Dordrecht	265.000	in Planung		Guéthary	3.429	2000
	Utrecht	455.000	in Planung		Perthes en Gatinais	2.880	2000

In den Jahren ab 1999 ist in Deutschland eine Kapazität von ca. 140 TEW in Betrieb gegangen; derzeit befinden sich Anlagen einer Anschlußgröße von knapp 20 TEW in Bau bzw. in der Planung.

2.5 Vor- und Nachteile des Membranbelebungsverfahrens

Die nachfolgend genannten Vor- und Nachteile gelten für den „Standardfall“, den es aber ja in der Ingenieurpraxis nicht gibt. Zu beachten ist daher, ob durch die spezielle Konstellation im Einzelfall sich womöglich Verschiebungen ergeben oder manche Aspekte ganz entfallen.

Wesentliche Vorteile des Verfahrens sind die folgenden:

- ⇒ Deutlich besserer Eliminationsleistung bezüglich der Parameter Kohlenstoffabbau und Nährstoffelimination infolge des Partikelrückhaltes.
- ⇒ Weitestgehende Entnahme von Krankheitserregern; das Verfahren ist daher geeignet, die Einhaltung der Hygieneanforderungen der Badegewässerrichtlinie einzuhalten zu helfen.
- ⇒ Geringer Platzbedarf, da durch den höheren TS-Gehalt die Belebungsbeckenvolumina klein gewählt werden können und auf die Nachklärung ganz verzichtet werden kann. Einhausungen, so erforderlich, können günstiger erstellt werden.
- ⇒ Verbesserung der Betriebssicherheit durch Vermeidung von Beeinträchtigungen der Ablaufqualität durch Bläh schlamm, Schwimmschlamm und Schlammabtrieb.
- ⇒ Wegfall des Selektionskriteriums „Absetzbarkeit“ des belebten Schlammes und Rückhalt von nicht flockenbildenden Mikroorganismen.

Insgesamt kann gesagt werden, daß die Leistungsfähigkeit einer Membranbelebungsanlage derjenigen einer Belebungsanlage mit nachgeschalteter Filtration und UV-Desinfektion entspricht und diese im Bereich der hygienerelevanten Parameter sogar noch übertrifft. Wenn ein sachgerechter Vergleich angestellt werden soll, ist also eine Belebungsanlage mit den genannten Erweiterungen zum Vergleich heranzuziehen.

Diesen Vorteilen stehen natürlich auch Nachteile gegenüber:

- ⇒ Es ist eine aufwendigere mechanische Vorbehandlung, möglichst redundant und ohne Notumläufe, notwendig, um die Membranmodule vor Haaren, Faserstoffen etc. zu schützen, da Membrane konstruktionsabhängig teilweise sehr empfindlich darauf reagieren.
- ⇒ Es besteht eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Stoßbelastungen aufgrund der geringeren Beckenvolumina und der Herabsetzung des Verdünnungseffektes.
- ⇒ Membranschädigende Abwasserinhaltsstoffe, die z.B. auch durch Störfälle in die Kläranlage gelangen, oder biologische Veränderungen in der Anlage

können zu einer erheblichen und irreversiblen Reduktion der Filtrationsleistung führen.

- ⇒ Die Membranmodule können durch mikrobiologische Veränderungen des belebten Schlammes, Faserstoffe, zu hohe Biomassekonzentration oder schlechte Durchmischung im Filtrationsbereich verblocken, weshalb stets auf eine korrekte Funktionsweise der die Membranüberströmung erzeugenden Bauteile zu achten ist.
- ⇒ Es bestehen ein erhöhter apparativer Aufwand und zusätzliche Anforderungen an die Prozeßsteuerung.
- ⇒ Es ist von Zeit zu Zeit eine chemische Reinigung der Membranen nötig. Dies bringt die Einbringung bzw. Produktion von Schadstoffen durch Reinigungschemikalien (z.B. AOX durch chlorhaltige Oxidationsmittel) mit sich, was geeignete Gegenmaßnahmen erforderlich macht. Zudem müssen geeignete Chemikalienlager errichtet und betrieben werden.
- ⇒ Mögliche mechanische Membranbeschädigungen erfordern zusätzliche Maßnahmen der Überwachung, insbesondere wenn eine gesicherte Keimreduktion notwendig ist.
- ⇒ Es besteht ein erhöhter Gesamtenergiebedarf, der insbesondere durch die Belüftung bei höheren TS-Gehalten und die Modulbelüftung sowie durch die Filtration bedingt ist.

3 Kostenbetrachtungen

3.1 Generelle Hinweise zu den Kosten

Bei der Betrachtung der Kosten ist zunächst die banale, aber oft – mehr oder minder mutwillig – vergessene Wahrheit zu betonen, daß ein Wirtschaftlichkeitsvergleich nur auf dem Vergleich von **Jahreskosten** fußen darf. Die Investitionskosten spielen streng genommen nur insoweit eine Rolle, als sie den Kapitaldienst beeinflussen.

Wären die Jahreskosten einer Membranbelebungsanlage günstiger als die einer mehr oder minder vergleichbaren konventionellen Anlage, so wäre keine weitere Erwägung notwendig – Membrananlagen wären die Verfahrenstechnik der Wahl.

Tatsächlich aber sind die Jahreskosten meist höher. Dies liegt an verschiedenen Faktoren, die nachfolgend besprochen werden sollen. Ebenfalls sollen Konstellationen aufgezeigt werden, die zu abweichenden Ergebnissen kommen.

3.2 Investitionskosten

Die Investitionskosten für Membrananlagen sind hoch. Sie weisen zudem eine gegenüber der sonstigen Aufteilung auf Bau- und Maschinentechnik unterschiedliche Kostenstruktur auf, siehe Abbildung 2. Zwar ist die Summe Bautechnik meist geringer wegen des geringeren erforderlichen Volumens an Baukörpern, auch wenn dieser Vorteil durch höhere spezifische Preise wieder ein wenig kompensiert wird.

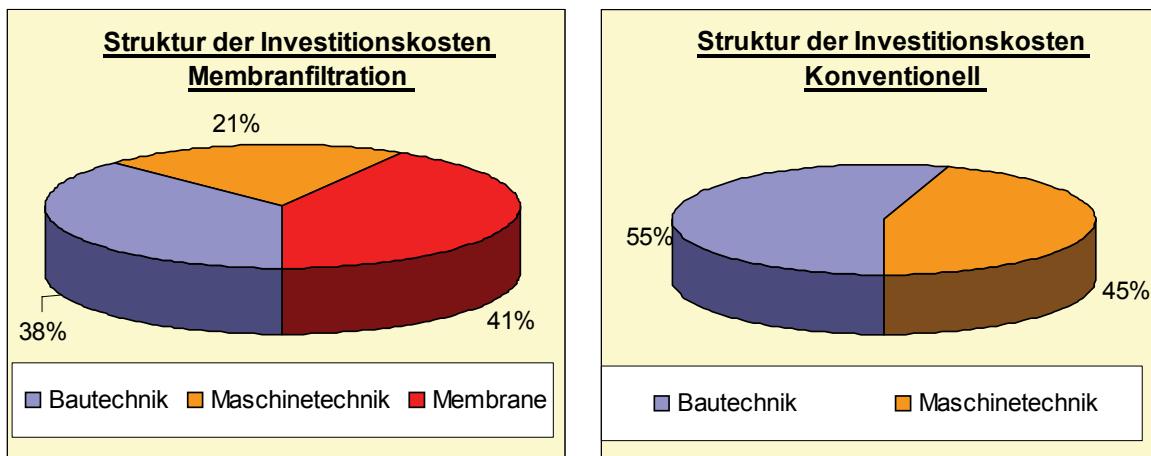


Abbildung 2: Struktur der Investitionskosten – Prinzipdarstellung nach [5]

Summe und Anteil an Maschinen- und Steuertechnik sind höher, da es sich um ein deutlich technischeres Verfahren handelt.

Ein wesentlicher Teil der Gesamtinvestition entfällt auf die Membrane einschließlich der elektro- und maschinentechnischen Peripherie.

In Abbildung 2 sind die der Membranfiltration direkt zuzurechnenden Anteile der Maschinentechnik bei dem Posten „Membrane“ enthalten. Innerhalb der Position „Membrane“ wiederum nehme die Kosten für die eigentliche Membrane, die nach Ende der Nutzungsdauer der Membrane ersetzt werden müssen, eine Sonderstellung ein, da die Standzeit der Membrane heute nur geschätzt werden kann. Bei Kostenstrukturrechnungen sind daher stets verschiedene Standzeiten zu berücksichtigen; Garantien zur Standzeit sowie zu den Membranersatzkosten sind vom Hersteller zu fordern.

Üblicherweise wird also die Kostenrechnung von drei unterschiedlichen Abschreibungszeiträumen für

- ⌚ Bautechnik (z.B. 20 bis 30 Jahre),
- ⌚ Maschinen- und EMSR-Technik (z.B. 10 bis 15 Jahre) sowie
- ⌚ Membranersatz (Standzeit der Membrane, z.B. 5 bis 10 Jahre)

ausgehen müssen, wobei ein sinkenden Preisniveau für den erst in einigen Jahren fälligen Membranersatz sachgerecht (oder gemäß Garantiezusage des Herstellers) berücksichtigt werden kann.

Wie diese Ausführungen zeigen, stellt sich die Kostenstruktur nicht positiv für das Membranbelebungsverfahren dar.

Bei einem Vergleich der absoluten **Bausumme** stellt sich derzeit für Neuanlagen eigentlich stets heraus, daß die Investitionskosten höher sind als für konventionelle Kläranlagen. Allerdings wird der Unterschied naturgemäß stets dort kleiner, wo die Anforderungen an die Ablaufqualität sehr hoch sind, da das Membranbelebungsverfahren sehr weitgehende Anforderungen prinzipbedingt bereits erfüllt, deren Erfüllung beim konventionellen Ausbau aber erhebliche Zusatzinvestitionen nötig macht.

Eindeutig wird die Sachlage, wenn z.B. im Bereich der Hygiene Anforderungen bestehen, die nur von Membrananlagen erfüllbar sind.

Alle obigen Betrachtungen haben eine besondere Förderung von Membranbelebungsanlagen außer Acht gelassen. Es ist klar, daß eine solche Drittfinanzierung natürlich ein deutlich anderes Bild entstehen läßt.

3.3 Betriebskosten

Beim Membranverfahren fallen erhöhte Betriebskosten an wegen des notwendigen Energieaufwandes zur Crossflow-Belüftung, wegen des erhöhten Energieaufwandes zur Belüftung der Biologie, bedingt durch einen geringeren α -Wert bei hohen TS-Gehalten, und wegen der zur Reinigung der Membrane benötigten Chemikalien.

Vergessen werden darf darüber aber nicht, daß die Betriebskosten von den Personalkosten dominiert werden und auch noch andere Kostenanteilen beinhalten wie Abwasserabgabe, Hilfsstoffe, Schlammentsorgung etc.

Gerade bei den CSB-sensiblen Kosten für die Abwasserabgabe lassen sich Einsparungen erzielen. Ob mehr Personal erforderlich ist, ist umstritten; sicherlich ist eine umfassende Fort- und Weiterbildung essentiell.

4 Aspekte und Szenarien

4.1 Vorbemerkung

Nachfolgend sollen einige wesentliche Aspekte und mögliche Szenarien stichwortartig besprochen werden, die einen Einfluß auf die Bedeutung der Membrantechnik für die künftige kommunale Abwasserbehandlung haben können.

4.2 Sinkende Membranersatzkosten

Die Membrankosten gelten auf der investiven Seite heute noch als ein wesentlicher Hemmfaktor bei der Verbreitung der Membrantechnik. Andererseits lassen Gespräche mit Firmenvertretern – insbesondere im Zusammenhang mit einer Kostenschätzung für einen Membranersatz, z.B. in 8 Jahren – erkennen, daß noch ein erhebliches Preissenkungspotential besteht.

Bei jeder neu eingeführten Technologie ist das Phänomen zu beobachten, daß die spezifischen Kosten mit zunehmender Verbreitung der Technik exponentiell sinken. Am Beispiel der IT-Industrie kann dies auch vom Endverbraucher nachvollzogen werden, wenn beispielsweise über die Preise von Speicherchips, TFT-Monitoren, DVD-Brennern oder ähnlichem nachgedacht wird.

Diese bekannte Entwicklung ist in Abbildung 3 am Beispiel des Photovoltaikmarktes wiedergegeben.

Die Frage stellt sich, an welcher Stelle die Membrantechnik derzeit vergleichsweise steht. Mindestens für den Bereich des kommunalen Einsatzes kann gesagt werden, daß eine Stellung eher an Anfang gegeben ist, wenngleich zu berücksichtigen ist, daß Membrane in anderen Bereichen, insbesondere der Industrie, bereits in wesentlich größerem Umfang zum Einsatz kommen. Sinkende Membranersatzkosten jedenfalls wären der stärkste Antrieb zu einer weiteren Marktverbreitung.

PV Module Preisreduzierung, Geschichte

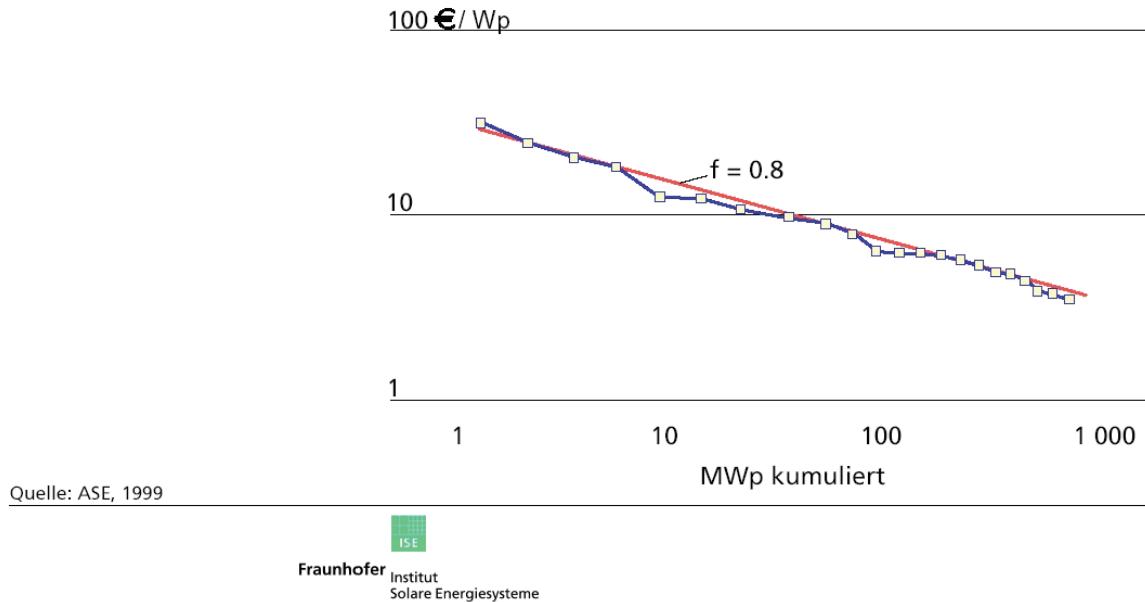


Abbildung 3: Preisreduzierung in Abhängigkeit der Markteinführung – Beispiel Photo-voltaik-Module, aus [6]

Die Membrankosten gelten auf der investiven Seite heute noch als ein wesentlicher Hemmfaktor bei der Verbreitung der Membrantechnik. Andererseits lassen Gespräche mit Firmenvertretern – insbesondere im Zusammenhang mit einer Kostenschätzung für einen Membranersatz, z.B. in 8 Jahren – erkennen, daß noch ein erhebliches Preissenkungspotential besteht.

4.3 Steigende Anforderungen

Membranverfahren sind wie erwähnt prinzipbedingt sehr leistungsfähig, mit spezieller Betonung des positiven Einflusses auf die Gewässerhygiene.

Insbesondere in Fällen, in denen aus Immissionssicht erhöhte Anforderungen zu stellen sind, kommen die Vorteile des Verfahrens zur Geltung. In Mischsystemen können flankierend Retentionsbodenfilter als Regenentlastungsanlagen eingesetzt werden, die nach den bisherigen Erkenntnissen – die durch Forschung noch zu optimieren sind – ebenfalls eine gewisse Entkeimungswirkung haben. Entsprechende Arbeiten haben am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel soeben begonnen.

4.4 Förderung durch die Politik

Bei allen neuen, an sich wünschenswerten Technologien ist es Aufgabe einer verantwortungsvollen, auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Politik, die Markteinführung mit Augenmaß zu fördern.

Eine durch politische Maßnahmen beförderte Markteinführung beschleunigt dabei sicher die Verschiebung hin zu niedrigeren Preisen, wodurch ein Kreislauf in der gewünschten Richtung in Bewegung gesetzt werden kann.

4.5 Mitberücksichtigung von Maßnahmen im Netz, z.B. gegen Fremdwasser

Fremdwasser infolge undichter Kanäle ist eine Gewässerbelastung. Daher muß es Ziel sein, durch Inspektion und die sich aufgrund der Schadensbilder ergebenden Kenntnisse die Sanierung des Kanalnetzes voranzutreiben.

Bei den Erwägungen über den Mitteleinsatz und die Prioritätenfestlegung ist mit Bezug auf die Membrantechnik festzuhalten, daß das Membranbelebungsverfahren „empfindlich“ gegenüber hohen Wassermengen, jedoch sehr „tolerant“ bezüglich hoher biologischer Belastung ist.

Dies bedeutet, daß Konstellationen wie das Erfordernis eines Ausbaus einer bestehenden Abwasserbehandlungsanlage auf höhere Wassermengen und eine Sanierung des Netzes mitsamt der damit verbundenen Reduzierung der zu behandelnden Wassermenge oder eine gleichbleibenden Wassermenge bei Kanalsanierung unter gleichzeitigem Neuanschluß von Gebieten eine Koordination der Maßnahmen erfordert.

Dabei kann es durchaus Konstellationen geben, bei denen sich aus den – sowieso zu tätigen – Investitionen zur Senkung der Abwassermenge Einflüsse auf die Art eines erforderlichen Anlagenausbaus ergeben, die den Einsatz der Membrantechnik vorteilhaft erscheinen lassen. Aufwendungen im Kanalbereich können also die Betrachtungslage bei der Abwasserbehandlungsanlage bis hin zur Verfahrenswahl maßgeblich beeinflussen. Maßnahmen im Kanal und an der Abwasserreinigungsanlage sind also stets gemeinsam zu betrachten.

4.6 Technische Verbesserungen

Wie bereits gesagt besteht im Zusammenhang mit dem Membranbelebungsverfahrens noch erheblicher Forschungsbedarf. Daß es nicht zukunftsfähig ist, Forschungsanträge zum Thema einer mehrjährigen Begutachtung zu unterwerfen,

sollte sich eigentlich von selbst verstehen, ist aber leider in manchen Bereichen Praxis.

Daß es wesentlich für Innovationen ist, selbst in einem Klima von unbedingter Verbundforschungsgläubigkeit auch pfiffige Einzelanträge zu fördern, ist ebenso wahr wie banal wie selten beobachtet.

4.7 Ertüchtigung von Anlagen

In Deutschland mit über 10.000 Anlagen ist die wesentliche Neubautätigkeit abgeschlossen. Der Schwerpunkt wird sich immer mehr auf die Ertüchtigung von bestehenden Anlagen verschieben. FRECHEN et al. [5] und SCHIER [7] haben eindringlich auf die sich hieraus für die Membrantechnik ergebenden speziellen Vorteile hingewiesen.

Besonders in einer Konstellation, die sich auszeichnet durch das Zusammentreffen einer oder mehrerer Randbedingungen wie

- ⌚ zu kleines Belebungsbecken (mangelnde Nährstoffelimination),
- ⌚ zu kleines Nachklärbeckenvolumen (Schlammabtrieb),
- ⌚ falsche Nachklärbeckendimensionierung (was einen Abriß und Neubau erfordert),
- ⌚ mangelnde Mehrstraßigkeit (z.B. nur eine Straße in Belebung und Nachklärung),
- ⌚ Nichteinhaltung bestehender Anforderungen,
- ⌚ Erhöhung der Anforderungen,
- ⌚ Baulich guter Zustand aller Baukörper

ist eine Prüfung erforderlich, ob hier nicht mit der Membrantechnik ein sinnvolles Sanierungskonzept entworfen werden kann, das auch preislich mit den konventionellen Szenarien mithalten kann. Daß dies bei manchen Konstellationen noch nicht, bei anderen aber bereits heute möglich ist, wurde in [5] erläutert.

5 Fazit

Die Membrantechnologie stellt im Bereich der biologischen Abwasserbehandlung einen Paradigmenwechsel dar und beseitigt etliche Schwachpunkte der Schwerkrafttrennung wie auch des Rückhalts infolge Sessilität.

Allerdings hat diese Technik – derzeit (noch?) – ihren Preis, und es ist klar, daß der Bürger einer zwar technisch eleganten und anspruchsvollen, aber im Vergleich teureren Lösung keinen Geschmack abgewinnen kann.

Dennoch sind an manchen Stellen bereits heute Fallkonstellationen hinsichtlich Einsatz und Anforderungen gegeben, die den Einsatz wirtschaftlich erscheinen lassen.

Sinkende Membranersatzkosten einerseits und eine Optimierung des Verfahrens durch entsprechende Forschungsarbeiten der Universitäten können ihren Beitrag dazu leisten, daß die Situation, insbesondere die Kostenseite, sich zunehmend verbessert.

Es muß gemeinsame Anstrengung aller Beteiligten sein, diese Technik so weiterzuentwickeln, daß sie, auch ohne in den Ruch eines Dauersubventionstatbestandes zu kommen, am Markt konkurrenzfähig wird. In einzelnen Fällen ist sie das bereits heute. Zukünftig, so ist anzunehmen, wird sich diese Situation noch verbessern.

Besondere Aussichten bestehen für Deutschland im Bereich der Anlagenertüchtigung, da hier, siehe [5, 7], bereits heute in speziellen Fällen Kostengleichheit gegeben sein kann. Da der deutsche Abwasserbehandlungsmarkt von Ertüchtigungsmaßnahmen geprägt sein wird, sind die Marktchancen gerade in diesem Anwendungsfall als sehr gut zu bezeichnen. Insoweit erstaunt es in der Tat, daß die bisherigen (zumeist allerdings mit erheblichen Zuschüssen gebauten) Anlagen allesamt Neuanlagen sind.

In den nächsten Jahren wird der „Ertüchtigungsmarkt“ die Triebfeder des weiteren Einzuges der Membrantechnik in die Abwasserbehandlung sein.

6 Literatur

[1] ATV-DVWK (2000)

Erster Arbeitsbericht des Fachausschusses KA-7 “Membranbelebungsanlagen“
KA Wasserwirtschaft Abwasser Abfall 2000 (47) Nr. 10, S. 1547

[2] DWA (früher: ATV-DVWK) (2005)

Zweiter Arbeitsbericht des Fachausschusses KA-7 “Membranbelebungsanlagen“
KA Abwasser Abfall 2005 (52), Nr. 3, S. 322

[3] ATV-DVWK (früher: ATV) (2000)

Arbeitsblatt-A 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef,
ISBN 3-933707-41-2

[4] Firk, W.; Frechen, F.-B. (2003)

Leistung und Kosten des Membranbelebungsverfahrens in: "Entwässerungskonzepte", ATV-DVWK-WasserWirtschafts-Kurs L/1, Kassel, 5. bis 7. März 2003, Hrsg.: ATV-DVWK, Hennef, 2003

[5] Frechen, F.-B.; Schier, W.; Wett M. (2003)

Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch Einsatz der Membranfiltration.
Begleitbuch zur 5. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und
Verfahrenstechnik, A2

[6] Luther, J.

Photovoltaik – Strom aus Sonnenenergie, (Solares Bauen), Technologie und
Markt, Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme (ISE)

[7] Schier, W. (2003)

Ein exemplarischer Ansatz zur Einbindung neuer Bemessungswege und neuer
Reinigungstechnologien bei der Ertüchtigung von Kläranlagen; Schriftenreihe
WASSER • ABWASSER • ABFALL der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft
und Abfalltechnik, Band 22, kassel university press, ISBN 3-89958-039-7

[8] Wett, M. (2005)

Foulingverhalten des Membranbelebungsverfahrens und Auswirkungen auf die
Leistungsfähigkeit. Dissertation., Schriftenreihe WASSER • ABWASSER •
UMWELT des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel,
Band 26, kassel university press, ISBN 3-89958-160-1

Autor:

Prof. Dr.-Ing. Franz-Bernd Frechen
Universität Kassel
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel
Telefon: 0561/804-2795; Telefax: 0561/804-3642
E-Mail: frechen@uni-kassel.de

Abwasservorbehandlung beim Membranbelebungsverfahren

Wernfried Schier, Universität Kassel

1 Einführung

Bei der kommunalen Abwasserreinigung stellt hinter dem Zulaufpumpwerk ein Rechenaggregat beliebiger Bauart mit einer mehr oder weniger großen Öffnungsweite (zumeist kommt eine Spaltgeometrie zur Ausführung) normalerweise den ersten Schritt der Abwasserbehandlung dar.

Die mechanischen Reinigungselemente mit Feinrechen, zweistufigen Anordnungen mit Grob- und Feinrechen, gelegentlich auch Sieben unterschiedlicher Bauart, Geometrie und Öffnungsweite entwickelten sich in den zurückliegenden Jahrzehnten zu meist sehr zuverlässigen und insoweit eher wenig beachteten Komponenten der Abwasserreinigung. Konsequenterweise zeigt ein Blick sowohl in die einschlägige Grundlagen- als auch in weiterführende Fachliteratur, dass dem Thema *Siebung* bislang keine große Beachtung geschenkt wurde. Bestenfalls finden sich Definitionen von Grob-, Fein- oder Mikrosiebung in Abhängigkeit der gewählten Öffnungsweite, einige betriebliche und konstruktive Erläuterungen und womöglich Hinweise, dass die Verfahren der mechanischen Abwasserreinigung in der breiten Öffentlichkeit gewöhnlich kaum Beachtung finden bzw. dass über Betriebserfahrungen bislang wenig veröffentlicht wurde (KLEFFNER/MÜLLER, 1976; SEYFRIED, 1994). Folgerichtig fehlten bislang weitgehend Hinweise zur Leistungsfähigkeit von Siebanlagen, bspw. Eliminationsraten bezüglich gängiger Abwasserparameter.

Durch den Betrieb von Membranbelebungsanlagen in der kommunalen Abwasserreinigung hat sich diese Situation grundlegend verändert, da Siebe elementarer Bestandteil der mechanischen Abwasserreinigungsstufe einer Membranbelebungsanlage sind. Negative Erfahrungen im Membranbereich, insbesondere infolge von Haaren mit sich immer stärker ausprägenden Verzopfungen und Verschlammungen und damit einhergehend betriebliche und Durchsatzleistungs-Probleme haben die Einsicht in die Notwendigkeit, sich intensiver mit Sieben zu befassen, vertieft.

Da zudem seitens der Hersteller unterschiedlicher Membransysteme unterschiedliche Aussagen zum notwendigen Umfang der für das jeweilige System erforderlichen Anstrengungen im Bereich der technischen Ausführung der Siebung gegeben wurden, kommt dem Thema insofern große Bedeutung zu. Allerdings wird

bisher leider in der Diskussion lediglich „auf die Millimeter“ – also die Durchgangsweite von Spalt-, Maschen- oder Lochsieben – geschaut. Dass unterschiedliche Aggregate unterschiedliche Eigenschaften und unterschiedliche Leistungen auch bei gleicher „Millimeterangabe“ besitzen, wird leider meist noch übersehen.

Auf dem Wege weg von der reinen Millimeterhörigkeit hin zu einer sachgerechten Betrachtung sind drei wesentliche Gesichtspunkte von Bedeutung:

- ⇒ Die Leistungsfähigkeit des Aggregates/der Kombination mehrerer Aggregate: Sie ist anzugeben als Eliminationsleistung bzw. als Restdurchgang, so dass Anforderungen an Aggregate und die Beurteilung von Aggregaten leistungs- und nicht mehr millimeterorientiert erfolgen und somit endlich sachgerecht werden.
- ⇒ Die Betreibbarkeit der eingesetzten Anlagen: Je mehr Stoffe eine Siebung entnimmt – eigentlich ja der gewünschte Effekt –, desto mehr Aufwand ist für den Betrieb der Anlage notwendig. Zu vermeiden ist eine reine Verlagerung von problematischen und wartungsintensiven Betriebspunkten. Beispielsweise muss die Fraktion der Haare und Fasern, die zum Schutz der Membranfiltrationsstufe abzusieben ist, auch aus den Sieb aggregaten leicht zu entfernen/entnehmen sein. Dies ist maschinentechnisch zu gewährleisten.
- ⇒ Die Eignung für unterschiedliche Membransysteme: Wie bereits oben angedeutet, gibt es hier unterschiedliche Aussagen der Hersteller zum notwendigen Umfang der Siebung, bisher oft ebenfalls nur als – ungeeignetes – Millimeterkriterium, die aber allesamt noch einer Langzeitbetrachtung zu unterziehen sind.

Während die beiden ersten Gesichtspunkte grundsätzlich nichts mit der nachfolgenden Stufe, hier der Membranbelebung, zu tun haben, und zudem in eher kurzfristigen Messprogrammen ermittelt werden können, ist eine Antwort auf die dritte Frage schwieriger und langwieriger. Der Eignungsnachweis verschiedener Systeme/Systemkombinationen für unterschiedliche Membranmodule ist nur in Verbindung mit einem längeren, vorzugsweise mehrjährigen Untersuchungsbetrieb zu erbringen.

Erst wenn sich herausstellt, welche Siebsysteme für welches Membransystem geeignet sind und welcher Grad an Vorbehandlung durch Siebung für einen stabilen und dauerhaften Betrieb benötigt wird, können Rechen bzw. Siebe und ihre Leistungsfähigkeit im Rahmen einer Ausschreibung erschöpfend beschrieben werden.

Im Rahmen dieses Manuskriptes werden Grundlagen zur Siebung zusammengestellt und Ergebnisse aus Untersuchungen dargestellt, die vom Fachgebiet Sied-

lungswasserwirtschaft der Universität Kassel im Rahmen von Messphasen zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Siebaggrenzen durchgeführt wurden. Daraus wird der weitere Forschungsrahmen abgesteckt.

2 Grundlagen zur Siebung

Siebanlagen waren bei kommunalen Abwässern seit den 1970er-Jahren anzutreffen, während sie für Industrieabwasser (z.B. Schlachthöfe, Gemüseindustrie) schon vorher eingesetzt wurden. Als prinzipielle Vorteile wurde Siebanlagen zuerkannt,

- ⇒ eine zweistufige Rechenanlage (Grob- und Feinrechen) zu ersetzen,
- ⇒ das nachfolgende Reinigungsverfahren (Vorklärung oder biologische Reinigungsstufe) durch eine Kohlenstoff-Frachtverminderung von bis zu 20% zu entlasten,
- ⇒ eine Möglichkeit zur weitergehenden Klärung biologisch gereinigter Abwasser (Siebung des Nachklärbeckenablaufes) zu bieten,
- ⇒ die Schlammmqualität zu verbessern (anorganischer Schlammannteil nimmt ab, der Schlammt wird „homogener“) und damit die Schlammbehandlung insgesamt zu entlasten.

Verfahrenstechnisch gehören Siebe in die Gruppe klassierender Einrichtungen, deren Reinigungswirkung auf einer physikalischen Eigenschaft der Verschmutzung, nämlich der Partikelgröße, beruht. Die Siebfläche hält alle Teilchen zurück, deren Größe die gegebene Durchgangsweite überschreitet. Gelöste Stoffe werden durch ein Sieb nicht zurückgehalten.

Gemäß DIN 19569 Teil 2 (2002) werden Siebanlagen nach den Merkmalen der technischen Ausrüstung unterschieden, nämlich nach der Sieboffnung, der Art des Siebkörpers, der Art des Einbaus und dem konstruktiven Aufbau der Siebfläche/der Sieboffnungsgeometrie. Tabelle 1 zeigt die Abgrenzung von Rechen und Sieben gemäß DIN 19569 Teil 2 (2002).

Im Weiteren wird dargestellt werden, dass die zurzeit auf den kommunalen Membranbelebungsanlagen eingesetzten Siebaggregate Sieboffnungen von maximal 3 mm und teilweise deutlich kleiner als 1 mm aufweisen. Mit Blick auf Tabelle 1 ist daher festzustellen, dass bedauerlicherweise im Bereich zwischen Feinrechen und Grobsieb keine eindeutige Abgrenzung vorgegeben ist, so dass eine „sprachliche Grauzone“ existiert und beide Bezeichnungen zulässig sind.

Tabelle 1: Definition von Rechen und Sieben nach der Spaltweite bzw. Sieboffnung

Aggregat	Spaltweite (Rechen) bzw. Sieboffnung
Grobrechen	50 mm bis 20 mm
Mittelrechen	20 mm bis 10 mm
Feinrechen	10 mm bis 2 mm
Grobsieb	≥ 1 mm
Feinsieb	< 1 mm
Mikrosieb	$\leq 0,05$ mm

Nach der Art des Siebkörpers unterscheidet man zwischen Bogensieben, Siebtrommeln, Siebbändern oder Siebscheiben. Seit kurzem werden für den hier betrachteten Einsatzfall auf einer Membranbelebungsanlage auch Siebmaschinen eingesetzt, deren Verfahrensprinzip auf dem schon länger bekannten Verfahrensprinzip eines Filterstufenrechens („step screen“) beruht. Aufgrund der Durchgangsoffnungen von 3 mm bzw. teilweise deutlich kleiner als 1 mm wäre an diesen Stellen von einem Filterstufensieb zu sprechen.

Nach der Art des Einbaus unterscheidet man den Einbau in einem Gerinne (Unterfluraufstellung) oder den Einbau unabhängig von einem Gerinne (Überfluraufstellung).

Neben diesen genannten Unterscheidungsmerkmalen ist ein weiterer technischer Aspekt der konstruktive Aufbau der Siebfläche bzw. die Sieboffnungsgeometrie. Die gegenwärtig am Markt verfügbaren Ausführungsmöglichkeiten in diesem technischen Bereich sind die Loch-, Maschen- und Spaltgeometrie (horizontal oder vertikal).

Publizierte Erkenntnisse zur Auswirkung der genannten Unterscheidungsmerkmale auf die jeweilige Leistungsfähigkeit von Sieben, insbesondere der Einfluss von Sieboffnungsweite, Öffnungsanordnung (Spalt horizontal/vertikal) und Sieboffnungsgeometrie, sind gegenwärtig nicht vorhanden.

Als weiteres unter Umständen wichtiges Kriterium ist die Anströmung des Siebes zu nennen. Hier tauchen Schlagworte wie „mit Strömungsumkehr“ und ähnliche auf, bei denen eine präzisere Definition, was eigentlich gemeint ist, Not tut; zudem sind die darauf basierenden Effekte, so vorhanden, zu quantifizieren.

Eine Frage der präzisen technischen Beschreibung ist zudem, ob es sich bei der Angabe der Durchgangsweite im Falle von Maschensieben um die Seitenlänge der Masche oder um die Diagonale der Öffnung handelt. Dies ist auch in der bereits genannten DIN-Vorschrift nicht geregelt.

Aus Sicht der hydraulischen Bemessung ist zudem der Freiflächenfaktor wichtig, welcher nach DIN berechnet wird und bei den unterschiedlichen Siebbauformen unterschiedlich ist.

3 Ausgangssituation

Seit 1997 werden in Europa (Porlock/GBR; 3.000 EW) und seit 1999 in Deutschland in der kommunalen Abwasserreinigung Membranbelebungsanlagen betrieben. Der Kläranlage Rödingen (3.000 EW) beim Erftverband folgte im Jahr 2000 die Kläranlage Markranstädt (12.000 EW) der Kommunalen Wasserwerke Leipzig. Ende des Jahres 2005 werden in Deutschland 10 kommunale Membranbelebungsanlagen - oberhalb einer Belastung von 500 EW und ohne Berücksichtigung von Membrananlagen zur Schlammwasserbehandlung oder zur Nachbehandlung des Nachklärbeckenablaufes - mit einer Gesamtbelastung von 150.000 EW in Betrieb sein. In den ersten Jahren kamen dabei fast ausschließlich Hohlfasermembranen zur Anwendung. In den Jahren 2004 und 2005 sind nun aber auch 4 Kläranlagen mit Plattenmembranen ausgerüstet und in Betrieb genommen worden bzw. stehen unmittelbar vor der Inbetriebnahme.

Für den sicheren Betrieb von Membranbelebungsanlagen (MBR-Anlagen) ist eine über den Einsatz üblicher Rechen- und Sandfangsanlagen hinausgehende Vorbehandlung des zu reinigenden Abwassers erforderlich. Diese Erkenntnis wurde aus dem Anfangsbetrieb der beiden o.g. Anlagen, die beide mit zweiseitig eingespannten Hohlfasermembranen ausgestattet wurden, gewonnen. Eine besondere bzw. zusätzliche mechanische Vorbehandlungsstufe wurde planerisch seinerzeit nicht vorgesehen.

Nach kurzer Betriebsdauer konnten v.a. im Kopfbereich der Membranmodule Verzopfungen und infolgedessen Verschlammungen festgestellt werden. Hervorgerufen wurde dies durch Haare und Fasern, die sich um die Membranfäden wickeln und dadurch ihrerseits ein Gerüst für Schlammanlagerungen bieten. Die Folge für den Anlagenbetrieb sind Einbußen bei der hydraulischen Leistungsfähigkeit und aufwendige Reinigungsarbeiten.

Bei beiden Anlagen wurden daraufhin Feinsiebanlagen mit Durchgangsweiten von 0,50 mm (KA Rödingen) und 0,75 mm (KA Markranstädt) nachgerüstet. Wegen räumlicher Engpässe konnte in Rödingen nur noch eine Teilstromsiebung (ca. 35% des Volumenstromes von der Belebungsstufe in die Filterkammern) realisiert werden.

Aufgrund dieser Erfahrungen wurden alle später in Betrieb genommenen kommunalen Membranbelebungsanlagen mit Hohlfasermembranen prinzipiell mit einer

zusätzlichen Vorbehandlungsstufe (Feinsiebung) oder einer über das übliche Maß hinausgehenden mechanischen Abwasserreinigungsstufe geplant und gebaut. Belastbare Erkenntnisse zum erforderlichen Design der Vorbehandlung beim Betrieb von Plattenmembranen sind erst im Laufe des Jahres 2006 zu erwarten.

In der nachstehenden Abbildung 1 sind die zur Ausführung gelangten Vorbehandlungskonzepte hinsichtlich der Stufigkeit der Vorbehandlung sowie der Positionierung der Vorbehandlungsaggregate für einige ausgewählte deutsche und europäische Membranbelebungsanlagen zusammengestellt.

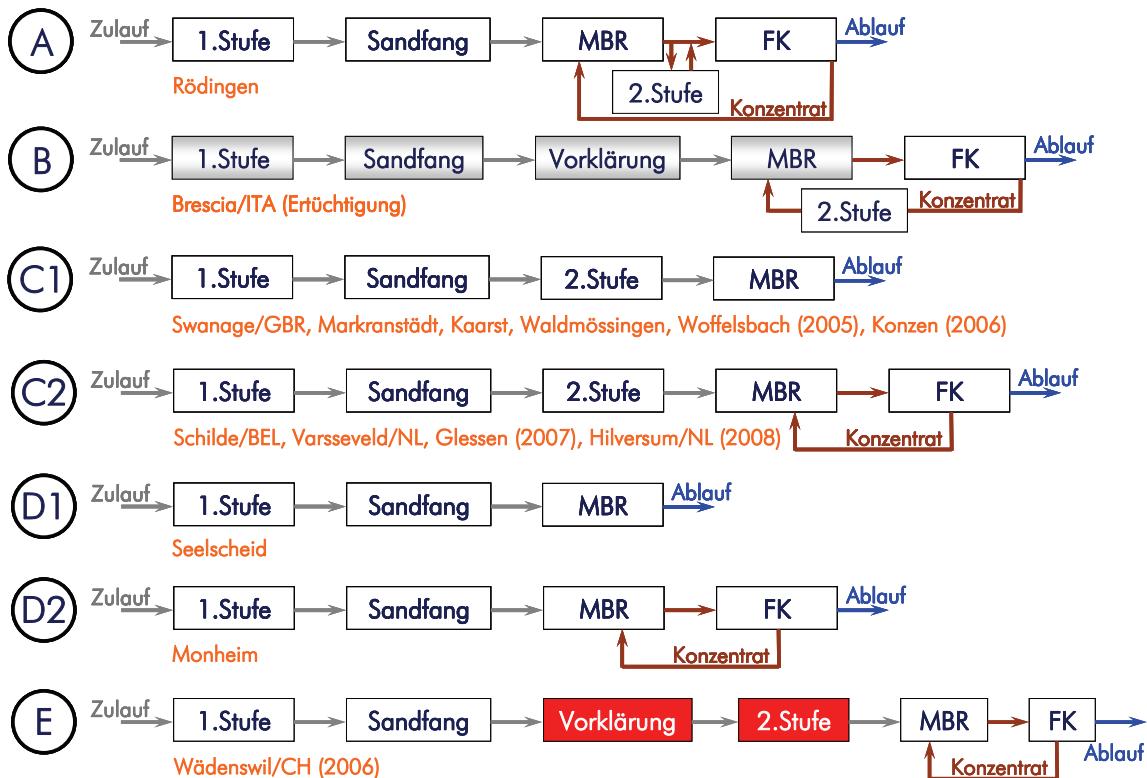


Abbildung 1: Varianten der verfahrenstechnischen Anordnung

Tabelle 2 zeigt eine Zusammenstellung hinsichtlich der Art der installierten Vorbehandlungsmaßnahmen bezüglich Öffnungsgeometrien und Öffnungsmaßen von Rechen und Sieben.

Diese Entwicklung ist Beleg dafür, in welchem Maße die Notwendigkeit einer ausreichenden Abwasservorbehandlung zum Schutz der nachfolgenden Membranfiltrationsstufe unterschätzt wurde. Während sich vor Jahren die Diskussion noch um die Frage drehte, ob eine über das übliche Maß hinausgehende Vorbehandlung überhaupt erforderlich ist, steht heute die Frage der erforderlichen Redundanz der ein- oder mehrstufigen Vorbehandlungsanlagen im Vordergrund, um auch bei kurzfristigen Störfallszenarien zu verhindern, dass Rechen- oder Siebgut an die Membranmodule gelangen kann. So gibt es einige kommunale Membranbele-

bungsanlagen (z.B. GKW Kaarst-Nordkanal), deren Vorbehandlungsstufe eine Redundanz von 100% aufweist.

Tabelle 2: ausgeführte Vorbehandlungsstufen europäischer MBR-Anlagen

Anlage, Belastung in [EW], Membransystem	Art der Vorbehandlung (Geometrie, Öffnungsmaß)		
		1. Stufe	2. Stufe
Rödingen; 3.000	HF	Sp,h 3,00	Sp,h 0,50
Markranstädt; 12.000	HF	Sp,v 3,00	M 0,75 (Sp,h 0,75)
Knautnaundorf; 900	Pla	L 1,00	---
Monheim; 9.700	HF	Sp,h 1,00	---
Simmerath; 750 (Demo-Anlage)	HF	Sp,h 3,00	---
Kaarst-Nordkanal; 80.000	HF	Sp,v 5,00	M 1,00 (Sp,h 0,50)
Waldmössingen; 2.600	HF	Sp,v 5,00	Sp,h 0,50
Seelscheid; 11.500	Pla	Sp,v 3,00	---
Woffelsbach; 6.200	Pla	Sp,v 3,00	Sp,v 0,50
Konzen; 9.700 ^{*)}	Pla	Sp,v 3,00	Sp,v 0,50
Eitorf; ca. 7.500	Pla	vorhanden	Sp,v 1,00
Swanage/GB; 23.000	Pla	vorhanden	? , 2,00
Brescia/I; 43.000 ^{**)}	HF	Sp,h 3,00	L 2,00
Schilde/B; ca. 10.000	HF	Sp,h 2,00	M 1,00 (Sp,h 0,50)
Varsseveld/NL; 23.150	HF	Sp,v 6,00	L 0,80

HF: Hohlfasermembran Pla: Plattenmembran

Sp,h: Spalt horizontal Sp,v: Spalt

M: Masche L: Loch

^{*)}: Inbetriebnahme Anfang 2006

^{**}): zusätzliche Vorklärung vorhanden (s. Abb. 2)

Wenngleich Behandlungsstufen zur Siebung/Feinsiebung nun prinzipiell empfohlen werden (DWA 2005), ist gegenwärtig nur wenig über die Leistungsfähigkeit von Sieben, den Einfluß unterschiedlicher Sieboffnungsgeometrien (Spalt, Loch, Masche) und den Einfluß von Sieben auf die üblichen Verschmutzungsparameter bekannt. Das Hauptinteresse verengt sich dabei häufig auf die Frage, welche Feststoff- und Faserstoffbelastungen vom eingesetzten Membransystem bewältigt werden können. Jedoch sind grundsätzlich folgende drei Fragestellungen von Bedeutung:

1. Welche Feststoff- und welche Faserstoffbelastungen sind bei einem gegebenen Membransystem langfristig tolerierbar?
Aus der Fragestellung ergibt sich, dass die Beantwortung nur und ausschließlich durch einen langjährigen Betrieb möglich ist.

2. Wie hoch ist die Entnahmefähigkeit verschiedener Vorbehandlungssysteme und wie hoch ist die Entnahmefähigkeit verschiedener mehrstufiger Vorbehandlungssysteme (Rechen und Sieb)?

In diesem Zusammenhang wird bisher ausschließlich auf technische Beschreibungen, vor allem auf eine einfache Zahl, nämlich die Öffnung in [mm], abgestellt. Dieser Zustand ist unbefriedigend, da es sich hierbei um eine rein anlagenspezifische Kenngröße, jedoch keine Leistungskenngröße für die Entnahmefähigkeit des jeweiligen Aggregats handelt. Insofern müssen Untersuchungen mit dem Ziel durchgeführt werden, weg von einer reinen maschinentechnischen Beschreibung hin zu einer Beschreibung der Leistungsfähigkeit bezüglich der Entnahme von Feststoffen und Faserstoffen zu kommen. Nur dann kann die Effizienz der Vorbehandlung in Ausschreibungen sachgerecht definiert werden und nur dann ist es möglich, den Einfluss von Störstoffen auf die Standzeit von Membranen darzustellen.

Wie aus Abbildung 1 zu ersehen ist, wird diese Fragestellung erweitert werden müssen um den Aspekt des Einflusses einer Vorklärung. Die schweizerische Kläranlage Wädenswil (22.000 EW) wird im Jahr 2006 mit einer Vorklärstufe zwischen Rechenanlage und Siebanlage in Betrieb genommen werden. Vor dem Hintergrund eines solchen Verfahrenskonzeptes sind die Aspekte „erforderliche Öffnungsweite des Siebes“ und „erforderliche Redundanz der Siebanlage“ zusätzlich zu diskutieren und zu untersuchen. Die gleiche Fragestellung ergibt sich im Übrigen auch für Hybridanlagen, bei denen nach einer mechanischen Vorbehandlung (ggf. inkl. Vorklärung) der Abwasserstrom auf eine konventionelle Belebungsstufe und eine Membranbelebungsstufe aufgeteilt wird (Beispiele: Brescia/I, Eitorf).

3. Welche Vorbehandlungssysteme (einstufig oder mehrstufig) sind betriebsfähig und unter Berücksichtigung welcher grundlegenden Überlegungen sind mehrstufige Vorbehandlungssysteme aufeinander abzustimmen?

Es ist bekannt - und dies war auch auf der IFAT 2005 zu erkennen -, dass es hocheffiziente Vorbehandlungssysteme gibt, jedoch ist nicht ohne weiteres klar, ob solche Vorbehandlungssysteme auch im langfristigen Betrieb problemlos zu betreiben sind. Seitens der Betreiber wird verlangt, dass das eingesetzte Vorbehandlungssystem auch betreibbar sein muss. Auch dieser Punkt kann durch kurzzeitige Untersuchungen nicht umfassend und abschließend geprüft werden, es sei denn, dass sich binnen kurzer Zeit eine völlige Untauglichkeit herausstellt.

Das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel ist seit einiger Zeit damit beschäftigt, sich diesen Fragestellungen zu widmen und insbesondere die Erkenntnisse zusammenzutragen, die durch kurzzeitige Untersuchungen

(Punkt 2) gewonnen werden können. Erste Untersuchungen und Ergebnisse werden nachfolgend erläutert.

4 Untersuchungskonzept

Im Auftrag der Hans Huber AG, Berching, wurden vom Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft vergleichende Untersuchungen zur Eliminationsleistung von zwei Feinsieben mit unterschiedlichen Sieböffnungsgeometrien durchgeführt.

Die Beurteilung bzw. Ermittlung der Leistungsfähigkeit eines Siebes basiert primär auf der Ermittlung des Rückhaltes partikulärer Abwasserinhaltsstoffe, gemessen als *abfiltrierbare Stoffe* (X_{TS}) in der Tagesmischprobe (24-Std.-Mischprobe).

Verglichen wurden - zeitlich aufeinander folgend - zwei großtechnische Aggregate, jeweils 0,75 mm Sieböffnung, mit horizontaler Spaltgeometrie und Maschengeometrie hinsichtlich der erreichbaren Eliminationsraten der klassischen Abwasserparameter X_{TS} (0,45 µm), C_{CSB} , C_N und C_P .

Um zu belastbaren Ergebnissen zu kommen, war es erforderlich, größere Abwassermengen zu beproben als dies üblicherweise im Rahmen des Kläranlagenbetriebs der Fall ist. Abbildung 2 und Abbildung 3 zeigen den Aufbau eines Versuchstandes und das Messkonzept.

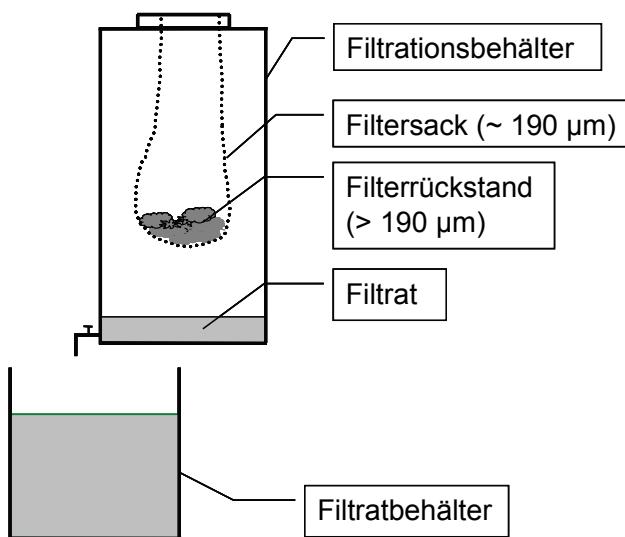


Abbildung 2: Aufbau des Versuchsstandes

Dazu wurden sog. *Drainbags* (Einweg-Filtersäcke aus Polypropylenvlies, Durchgangsweite: ca. 190 µm) verwendet. Mit diesen Filtersäcken wurden täglich 320 Liter Abwasser filtriert und auf X_{TS} (190 µm) analysiert. Das bei der Sackfiltration

entstehende Filtrat wurde zusätzlich auf X_{TS} ($0,45 \mu\text{m}$) untersucht, um aus der Summe beider Analysewerte die zurückgehaltenen X_{TS} -Frachten ermitteln zu können. Gleichzeitig wurden zeitproportionale 8-Std.-Mischproben entnommen, um die Frachtreduktion der Parameter C_{CSB} , C_N und C_P zu ermitteln.

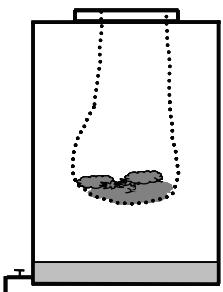
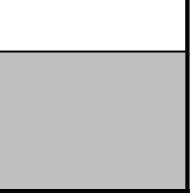
zeitproportionale Probenahme			separate 8-Std.-Mischprobe
PN-Volumen	320 l/d		1,6 l/d
Parameter	X_{TS} ($> 190 \mu\text{m}$)	X_{TS} ($0,45 \mu\text{m}$ bis $190 \mu\text{m}$)	C_{CSB} , C_N , C_P

Abbildung 3: Messkonzept

5 Untersuchungsergebnisse

5.1 Messphase Spaltsieb

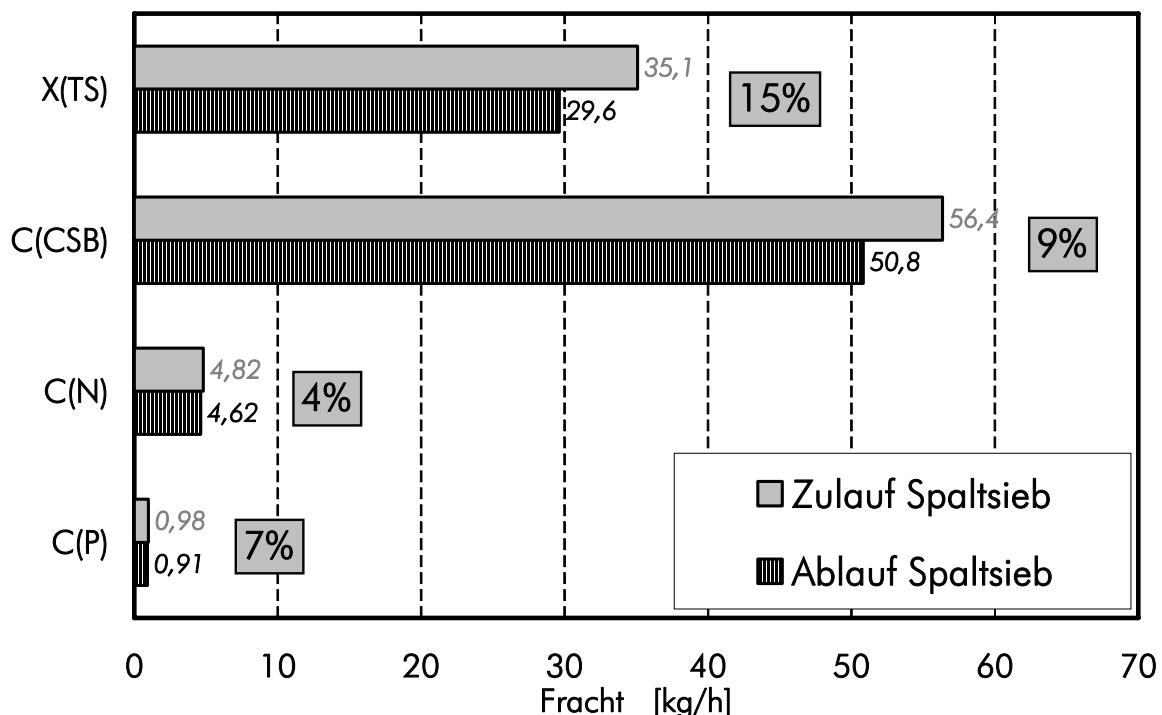


Abbildung 4: Spaltsieb: Frachtreduktion und Eliminationsraten (Mittelwerte)

Die Ergebnisse der Untersuchungen mit dem Spalsieb sind vorstehend graphisch dargestellt. Grundlage sind die Ergebnisse von 10 Untersuchungstagen. Dies entspricht einer Gesamtprobenahmedauer von 80 Stunden und einer Gesamtprobennahmemenge für die X_{TS}-Analysen von 3.200 Litern. Die Ermittlung der prozentualen Eliminationsraten wurde über die Frachtmittelwerte aller Untersuchungstage vorgenommen. Zur Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der *Messphase Maschensieb* wurden die Frachten auf [kg/h] umgerechnet.

5.2 Messphase Maschensieb

Diese Messphase wurde mehrfach unterbrochen. Ursachen waren einerseits das Auftreten von Überlaufereignissen über den Dichtungsring des Trommelsiebes, andererseits ein defekter Dichtungsring im unteren Bereich der Siebtrommel. Dieser Überlauf aus ungesiebtem Abwasser verursachte Verfälschungen der Probenahme am Ablauf des Siebes. Aus dem Umstand, dass diese Überlaufereignisse über weite Strecken der täglichen Probenahmedauer auftraten, kann geschlussfolgert werden, dass das Siebaggregat unterdimensioniert war. Dabei ist sicherlich auch bedeutsam, dass das Maschensieb offenkundig eine höhere Entnahmefähigkeit aufweist als das Spalsieb, was wiederum zu einer schnelleren bzw. stärkeren Belegung der Siebfläche führt. Da die geschilderte Überlausituation ein Dauerproblem während der zweiten Messphase darstellte, musste der Probenahmezeitraum an einigen Tagen auf bis zu 2 Stunden verkürzt werden. Insgesamt standen Daten von 8 Untersuchungstagen zur Verfügung.

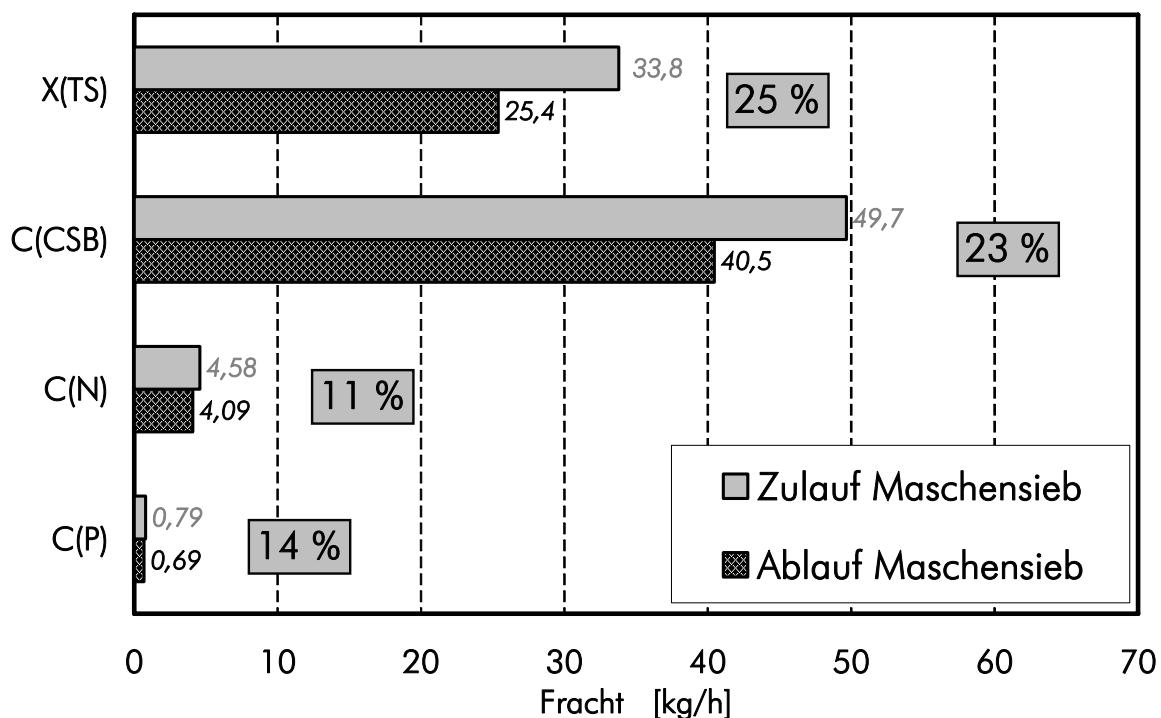


Abbildung 5: *Maschensieb: Frachtreduktion und Eliminationsraten (Mittelwerte)*

Die Ergebnisse der Untersuchungen mit dem Maschensieb sind in Abbildung 5 graphisch dargestellt. Grundlage sind die Ergebnisse von 8 Untersuchungstagen mit einer Gesamtprobenahmedauer von 31 Stunden und einer Gesamtprobenahmemenge für die X_{TS} -Analysen von 1.240 Litern. Die tägliche Probenahmezeit variierte dabei zwischen 2 Stunden und 8 Stunden. Zur Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der *Messphase Spalsieb* wurden die Frachten auf [kg/h] umgerechnet. Die Ermittlung der prozentualen Eliminationsraten wurde über die Frachtmittelwerte aller Untersuchungstage vorgenommen.

Die hier ermittelten Eliminationsraten des Maschensiebes (Sieboffnung 0,75 mm) von $\eta_{X(TS)} = 25\%$ und $\eta_{C(CSB)} = 23\%$ liegen über den entsprechenden Eliminationsraten von $\eta_{X(TS)} = 20\%$ und $\eta_{C(CSB)} = 9\%$, die in STOWA (2002) aus den Pilotversuchen auf der KA Beverwijk, NL über ein betriebsgleiches Sieb (um die Horizontalachse rotierendes Maschensieb 0,75 mm) berichtet wurden.

5.3 Leistungsvergleich der untersuchten Siebaggregate

Abbildung 6 zeigt die Gegenüberstellung der mit beiden Siebaggregaten ermittelten Entnahmleistungen. Die Ergebnisse belegen eindeutig, dass mit dem Maschensieb höhere Eliminationsraten bezüglich der untersuchten Parameter X_{TS} (0,45 µm), C_{CSB} , C_N und C_P ermittelt wurden.

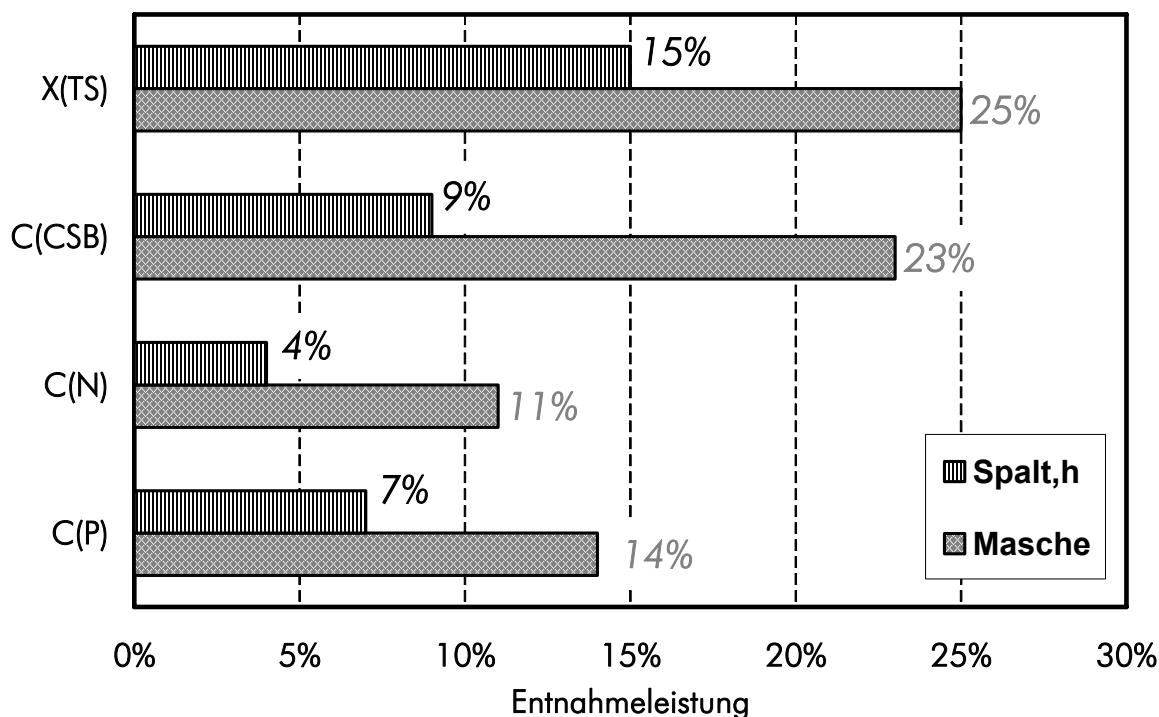


Abbildung 6: Vergleich der Eliminationsraten von Spalsieb und Maschensieb

Zusätzlich muss der bereits angesprochene Umstand berücksichtigt werden, dass zumindest zeitweise von einer Wiederanreicherung von gesiebten mit ungesiebtem Abwasser der am Ablauf des Siebes gezogenen Proben ausgegangen werden muss. In diesem Fall sind in den durchgeführten Untersuchungen niedrigere Eliminationsraten mit dem Maschensieb ermittelt worden, als dies bei einem bestimmungsgemäßen Betrieb des Aggregates der Fall gewesen wäre.

Vergleicht man die in Abbildung 6 dargestellten prozentualen Wirkungsgrade und bezieht eine Erhöhung der Leistungsfähigkeit des Maschensiebes bei einem ungestörten Betrieb in die Überlegungen mit ein, so kann resümiert werden, dass bei Betrieb eines Maschensiebes etwa doppelt so hohe Eliminationsraten erreicht werden können wie mit einem Spaltsieb. Diese Aussage gilt für alle untersuchten Parameter. Die entsprechenden Schätzwerte sind in Tabelle 3 enthalten.

Tabelle 3: Eliminationsraten mit den untersuchten Siebaggregaten

	X_{TS}	C_{CSB}	C_N	C_P
Spaltsieb	15%	9%	4%	7%
Maschensieb (im Versuch) ^{*1)}	25%	23%	11%	14%
Maschensieb (<i>geschätzt</i>) ^{*2)}	<i>25% bis 30%</i>	<i>20% bis 25%</i>	<i>10% bis 15%</i>	<i>10% bis 15%</i>

^{*1)}: gestörte Probenahme im Ablauf des Siebaggregates

^{*2)}: geschätzte Eliminationsrate bei angenommenem bestimmungsgemäßem Betrieb des Siebaggregates

6 Zusammenfassung

Siebe sind durch den Einsatz der Membrantechnik als zusätzlich erforderliches Element der mechanischen Abwasservorbehandlung in den Focus der Fachöffentlichkeit geraten. Als gängigste Beschreibungsmerkmale werden bislang Größe der Sieboffnung und Geometrie der Sieboffnung verwendet. Dabei handelt es sich jedoch um reine Maschinenkenndaten und keine Leistungsmerkmale. Letztere gilt es zukünftig zu definieren. Entsprechende unabhängige Untersuchungen bezüglich der Entnahmefähigkeit können kurzfristig die Frage nach der Effizienz eines konkreten Aggregattyps beantworten. Solche Untersuchungen werden zurzeit vom Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft an mehreren Standorten durchgeführt, ein Vorhaben wurde vorstehend erläutert. Dabei wurden mit einem Maschensieb etwa doppelt so hohe Eliminationsraten gegenüber dem Betrieb eines gleichgroßen Spaltsiebes festgestellt. Diese Aussage bezieht sich auf die betrachteten klassischen Abwasserparameter X_{TS} (0,45 µm), C_{CSB}, C_N und C_P.

In weiteren, längerfristig angelegten Projekten muss untersucht werden, welche ein- oder mehrstufigen Vorbehandlungssysteme (Rechen, Siebe, Vorklärung) mit vertretbarem Aufwand betreibbar sind. Die Beantwortung der Frage, welche Entnahmleistung der Vorbehandlungssysteme unter Beachtung der Standzeit für das jeweilige Membransystem erforderlich ist, verlangt die längste Untersuchungsdauer.

7 Literaturverzeichnis

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V., DWA (2005)

2. Arbeitsbericht des Fachausschusses KA-7 "Membranbelebungsanlagen; KA – Abwasser, Abfall 2005 (52) Nr. 3; ISSN 1616-430X

DIN 19569 Teil 2 (2002)

Kläranlagen: Baugrundsätze für Bauwerke und technische Ausrüstungen, Teil 2: Besondere Baugrundsätze für Einrichtungen zum Abtrennen und Eindicken von Feststoffen; Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.

Kleffner, I.; Müller, P. (1976)

Siebe als Möglichkeit zur Verbesserung und Vereinfachung von Kläranlagen; Korrespondenz Abwasser 2/76, 23. Jahrgang; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, Bonn

Schier, W.; Frechen, F.-B. (2004)

Siebsysteme zur Abwasservorbehandlung bei kommunalen Membranbelebungsanlagen; Präsentation im Rahmen der DGMT-Veranstaltung „Vorbehandlung und Reinigung in der Membrantechnik“ am 23./24.11.2004 in Kassel

Seyfried, C.F. (1994)

Rechen, Siebe und Sandfänge – Betriebserfahrungen und Entwicklungen; Schriftenreihe des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung, Band 75; ISBN 3-923419-68-6

STOWA (2002)

MBR for Municipal Wastewater Treatment, Supplementary report with side studies, Hageman Fulfilment, Zwijndrecht, ISBN 90.5773.167.3

Autor:

Dr.-Ing. Wernfried Schier

Universität Kassel

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel

Telefon: 0561/804-2869; Telefax: 0561/804-3642

E-Mail: wernfried.schier@uni-kassel.de

Einfluss des Membranfoulings auf die hydraulische Leistungsfähigkeit des Membranbelebungsverfahrens

Martin Wett, Universität Kassel

1 Einleitung und Problemstellung

Die Wassergewinnung und Wasseraufbereitung sind zentrale Themen des 21. Jahrhunderts für Industrie und Kommunen. Neue Ver- und Entsorgungskonzepte, weg von zentralen und hin zu dezentralen, integrierten Lösungen zeugen von einem Paradigmenwechsel in der Wasserwirtschaft. Die Membrantechnik ist in diesem Rahmen als eine der Schlüsseltechnologien für den zukünftigen Umgang mit Wasser und Abwasser weltweit anzusehen.

Bereits in den letzten Jahren zeichnet sich dieser Paradigmenwechsel bei der kommunalen, viel weitergehender jedoch bereits in der industriellen Abwasserreinigung, durch die Nutzung von Membranbelebungsverfahren, ab. Das rasante Wachstum an derzeit in Planung und Bau befindlichen Membranbelebungsanlagen weltweit zeugt bereits heute von den Vorteilen, die mit dieser Technik verbunden sind. Hierzu gehört vor allem eine verbesserte Qualität des Kläranlagenablaufes insbesondere hinsichtlich hygienerelevanter Parameter – also dem Rückhalt von Bakterien und Viren.

In der kommunalen Abwasserreinigung wird sich die Membrantechnik in naher Zukunft vor allem jedoch bei erhöhten Anforderungen an die Beschaffenheit des Kläranlagenablaufs in Bezug auf hygienerelevante Parameter als sinnvoll erweisen.

Als Ertüchtigungsmaßnahme für vorhandene Anlagen wurde dieses Verfahren bislang kaum erwogen oder gar genutzt. An einigen Standorten erscheint es jedoch bereits heute sowohl in verfahrenstechnischer als auch zunehmend in wirtschaftlicher Hinsicht sinnvoll, bei der notwendigen Ertüchtigungsmaßnahme auch das Membranbelebungsverfahren in die Überlegungen mit einzubeziehen (SCHIER 2003). Bei der Umsetzung dieses Ertüchtigungskonzeptes kann sich unter gewissen Randbedingungen die Möglichkeit eröffnen, das bereits vorhandene Nachklärbeckenvolumina voll als Belebungsbeckenraum zu nutzen, so daß die Membranbelebungsanlage mit TR-Konzentration betrieben werden kann, die mit

4 kg*m⁻³ bis 7 kg*m⁻³ deutlich unter der für konventionelle Membranbelebungsanlagen üblichen TR-Konzentration von rund 12 kg*m⁻³ liegt.

Das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel wurde vom Hessischen Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) beauftragt im Rahmen halbtechnischer Versuche die mit dieser für das Membranbelebungsverfahren unüblichen Betriebsweise zu untersuchen.

Darüber hinaus wurden in diesem Zusammenhang weitergehende Untersuchungen zum Membranfouling durchgeführt (WETT 2005). Membranfouling stellt hinsichtlich eines ökonomischen Betriebs von Membranbelebungsanlagen eine der größten Herausforderungen dar wobei hierunter der Abfall der hydraulischen Leistungsfähigkeit von Membranen mit fortschreitender Betriebszeit durch organische und anorganische Foulants zu verstehen ist.

Mit dieser Veröffentlichung soll daß obig genannte Ertüchtigungskonzept erläutert und die auf Basis der halbtechnischen Versuche gewonnenen Erfahrungen hinsichtlich der hydraulischen Leistungsfähigkeit beispielhaft für ein Membranplattensystem dargestellt werden.

Darüber hinaus werden Erkenntnisse diskutiert, die über die Ursachen Auskunft geben, die zu der im Rahmen der halbtechnischen Versuche festgestellten geringeren hydraulischen Leistungsfähigkeit des untersuchten Membranplattensystems bei einem Betrieb mit TR-Konzentrationen von 4 kg*m⁻³ bis 7 kg*m⁻³ geführt haben, als dies für dieses System aus dem Betrieb in großtechnischen Kläranlagen mit üblichen TR-Konzentrationen von > 12 kg*m⁻³ zu erwarten war. Die TR und EPS-Konzentration spielen im Rahmen dieser Ergebnisse eine entscheidende Rolle.

2 Grundlagen

2.1 Ertüchtigungskonzept

Bei der Ertüchtigung von konventionellen Kläranlagen sind Konstellationen denkbar, die den Kläranlagenausbau unter Einbeziehung einer Membranfiltration sowohl in verfahrenstechnischer als auch wirtschaftlicher Hinsicht vorteilhaft erscheinen lassen. Solche Konstellationen sind oft dort gegeben, wo im Zuge des anstehenden Ausbaus in erheblichem Umfang neues Belebungsbeckenvolumen geschaffen werden müsste, wo gleichzeitig im Bereich der bestehenden Nachklärung Probleme infolge unzureichender Leistungsfähigkeit des Nachklärbeckens bestehen und wo die vorhandenen Volumina weiter nutzbar sind.

Besonders günstig stellt sich die Membrantechnik dar, wenn darüber hinaus weitergehende Anforderungen zu erfüllen sind. Bei Umstellung der Phasentrennung von Sedimentation auf Membranfiltration bietet es sich wie in Abbildung 1 dargestellt an, das vorhandene Nachklärbeckenvolumen – insofern der bauliche Zustand dies zulässt – als zusätzlichen Belebungsbeckenraum zu nutzen. Unter Einhaltung eines Mindestschlammalters zur Sicherstellung einer erforderlichen Reinigungsleistung ergibt sich hierbei praktisch immer eine TR-Konzentration, die mit $4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ bis $7 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ deutlich unterhalb der für Membranbelebungsverfahren üblichen TR-Konzentrationen von $> 12 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ liegt.

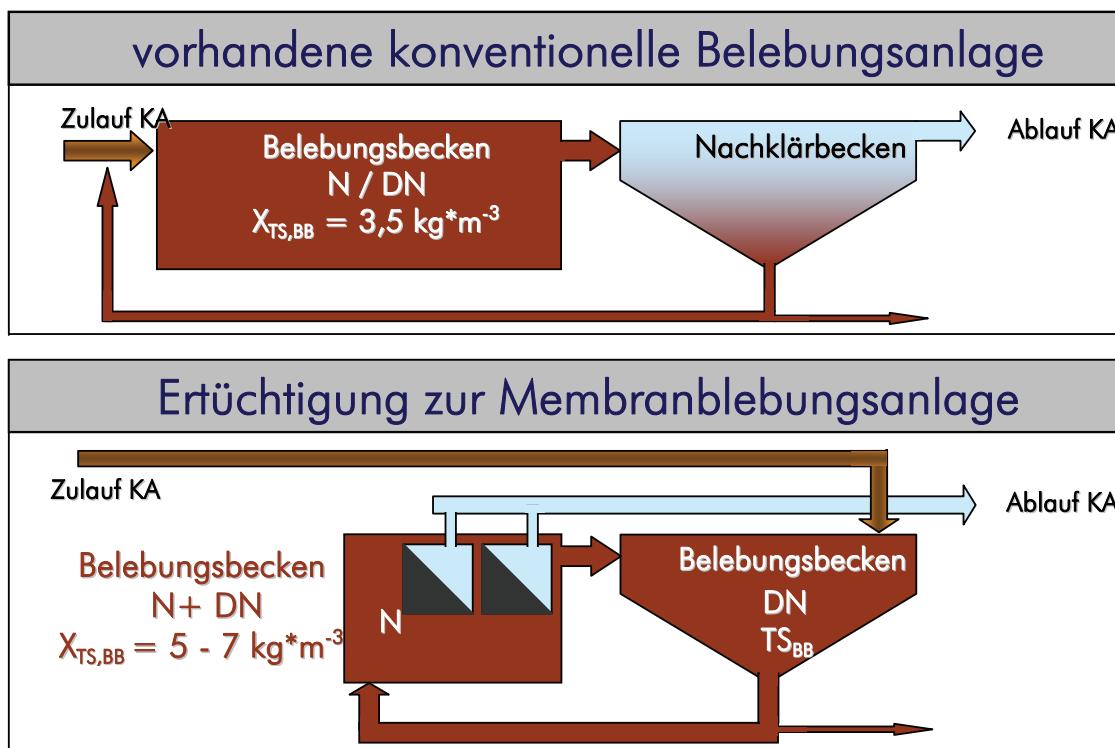


Abbildung 1: Ertüchtigung einer konventionellen Belebungsanlage zu einer Membranbelebungsanlage

Die mit diesem Ertüchtigungskonzept verbundenen Vorteile sind (FRECHEN ET AL. 2003):

- ⌚ der Neubau von kostenintensiven zusätzlichem Belebungsbeckenraum entfällt
- ⌚ eine verminderte Empfindlichkeit gegenüber Stoßbelastungen
- ⌚ eine bessere Sauerstoffausnutzung aufgrund nicht wesentlich verschlechterter rheologischer Eigenschaften des Abwasser-Belebtschlamm-Gemisches
- ⌚ die Schaffung erheblicher biologischer Reservekapazitäten bei späterem

Erweiterungsbedarf

- ⇒ kostengünstige bauliche Maßnahmen zur Verminderung von Geruchsemisionen sind möglich

2.2 Membranfouling

2.2.1 Einflußfaktoren auf das Fouling von Membranen

Unter Membranfouling sind alle Prozesse zu verstehen, die zu einem Leistungsrückgang der Membran führen. Hiermit angesprochen sind im Wesentlichen Prozesse wie die Bildung einer Deckschicht auf der Membran sowie Porenverblockung und –verengung. Membranfouling stellt insbesondere in Membranbelebungsanlagen ein sehr komplexes, in Teilen bisher noch unzureichend erforschtes Phänomen dar. Wie

Abbildung 2 zeigt, sind jedoch die aus Sicht eines Anlagenbetreibers wichtigsten Einflussfaktoren zur Einflussnahme auf das Membranfouling bekannt, so daß durchaus präventiv auf das Membranfouling Einfluss genommen werden kann.

Zu den primären Faktoren, durch die ein Anlagenbetreiber das Membranfouling direkt beeinflussen kann, gehört die Betriebsstrategie. Hierunter zu verstehen sind z.B. Faktoren wie der Permeatfluss, die Intensität der Cross-Flow-Belüftung und die Zyklenzeiten.

Daneben hat auch die Bemessungs- und verfahrenstechnische Konzeption des Abwasserreinigungsprozesses, welche die Feedcharakteristik und somit das Foulingpotential des Feed beeinflusst, einen deutlichen Einfluss auf die Ausprägung des Membranfoulings. Besonders wichtig ist die Festlegung des Bemessungsschlammalters und die daraus abzuleitende Trockensubstanzkonzentration sowie der Grad der Vorreinigung des Kläranlagenzulaufs (WETT 2005). Inwieweit die mit dem verminderten Belebungsbeckenvolumen verbundene Abnahme der rechnerischen Kontaktzeit zwischen Abwasser und Belebtschlamm verstärktes Fouling der Membran durch Kontakt mit biologisch nur teilgereinigtem Abwasser verursacht gilt es noch wissenschaftlich zu belegen. In diesem Rahmen sollte geprüft werden inwieweit durch eine besondere Gestaltung der Beckenvolumina (z.B. durch Kaskadierung oder Propfenströmung) diesem vermeintlichen Betriebsproblem begegnet werden kann.

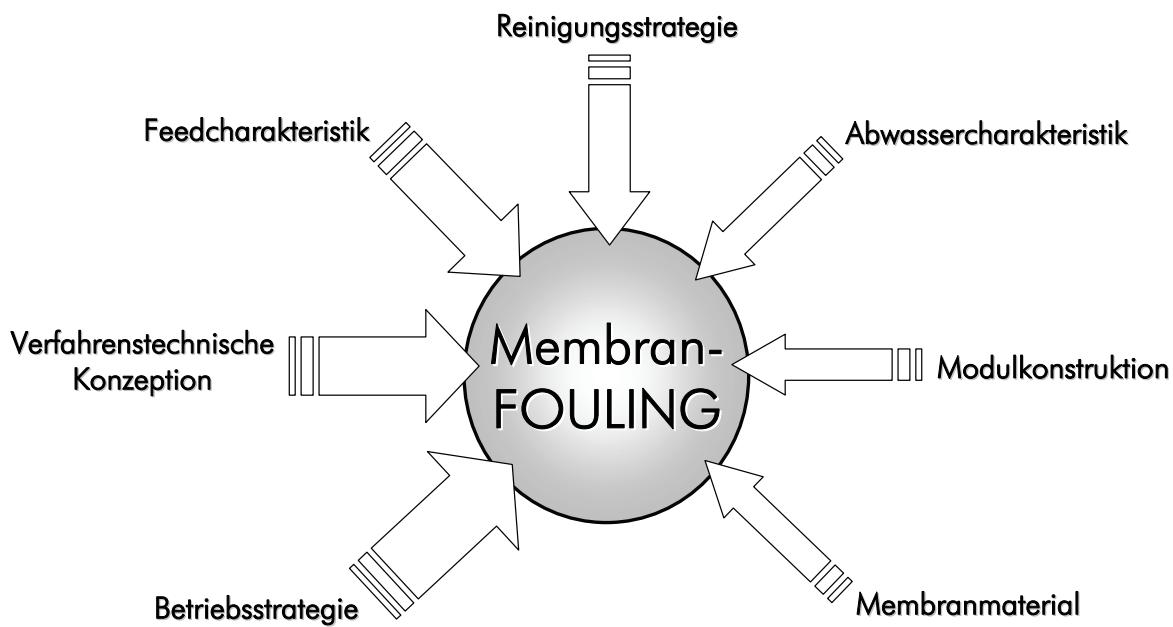


Abbildung 2: Maßgebende Einflussfaktoren auf das Membranfouling aus Sicht eines Anlagenbetreibers

Die Wahl von Art und Häufigkeit der chemischen Membranreinigung wird von den zuvor diskutierten, auf das Membranfouling präventiv wirkenden Einflussfaktoren mit bestimmt. Sie eröffnet dem Anlagenbetreiber allerdings nur die Möglichkeit die Abnahme der hydraulischen Leistungsfähigkeit durch bereits aufgetretenes Fouling rückgängig zu machen.

Die Modulkonstruktion, die das Feststoffmanagement im Membranmodul bestimmt, sowie das eingesetzte Membranmaterial welches die physikalisch-chemischen Eigenschaften und somit die Interaktion der Membran mit dem Feed beeinflusst, spielen im direkten Anlagenbetrieb eine sekundäre Rolle. Fragen hinsichtlich der Wahl eines für einen spezifischen Anwendungsfall geeigneten Membransystems sind jedoch dennoch wichtig und sollten im Rahmen halbtechnischer Versuche – deren Durchführung in einem möglichst frühen Projektstadium dringend zu empfehlen sind – beantwortet werden.

2.2.2 Maßgebende Membranfoulants

Bisher noch nicht abschließend geklärt sind die am Membranfouling maßgebend beteiligten potentiellen Foulants. Extrazelluläre Polymere Substanzen (EPS), die zu der Gruppe der organischen Foulants zu zählen sind und makromolekulare Stoffwechselprodukte des belebten Schlamms darstellen, scheinen einen großen

Einfluss auf das Membranfouling zu haben. Daneben tragen auch die anorganischen Substanzen zum Membranfouling bei.

Als die maßgebende Stoffgruppe der organischen Foulants zählen EPS (CHO ET AL. 2004, CHANG ET AL. 2001). Diese liegen als an den Belebtschlamm gebundene EPS und suspendiert als gelöste EPS vor (s. Abbildung 3). Zu ihnen zählen u. a. Polysaccharide, Proteine, Nukleinsäuren und Lipide (FLEMMING ET AL. 2000), aber auch Huminsäuren (GÜNTHERT ET AL. 2002). Definitionsgemäß sind die EPS außerhalb der Zellen lokalisiert und gelangen durch aktive Sekretion, Ablösen (Desorption) oder Hydrolyse der gebundenen EPS sowie durch Zellysis in die Wassерphase des Belebtschlammes (LASPIDOU ET AL. 2002, FLEMMING ET AL. 2000).

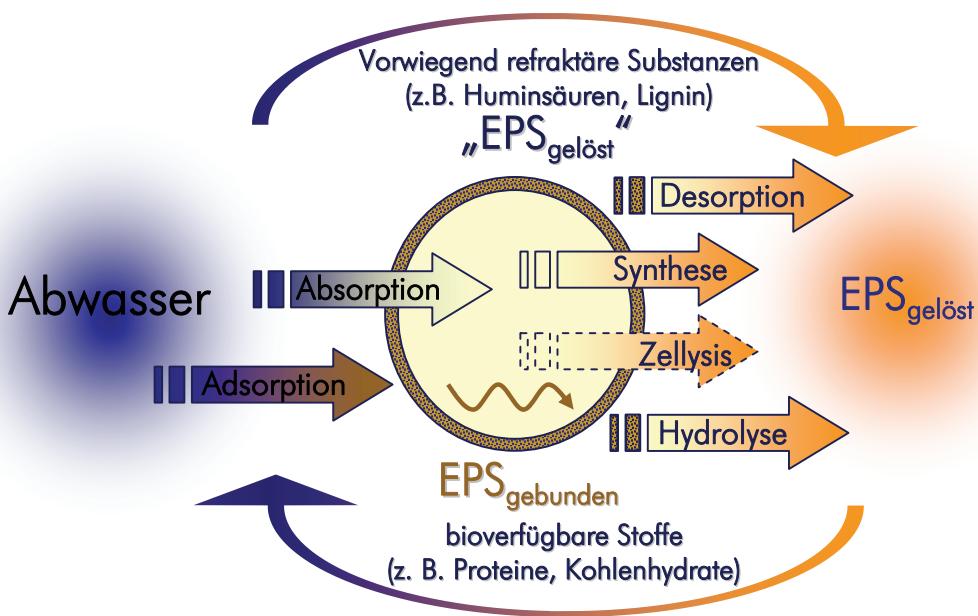


Abbildung 3: Modellschema zur EPS-Bildung

Teile der gelösten EPS (u. a. Proteine und Kohlenhydrate) stehen biologischen Abbauprozessen – also dem Substratmetabolismus der Belebtschlammorganismen – wieder zur Verfügung.

Polysaccharide, Proteine, Lipide und Huminsäuren sind aber bereits im Zulauf von Kläranlagen vorzufinden (NIELSEN ET AL. 1992, WETT 2005). Obwohl diese nicht ausschließlich mikrobiellen Ursprungs sind, können sie – da sie bei der Messung der Konzentration an gelösten EPS im Belebtschlamm mit erfasst werden – vereinfacht der Gruppe der gelösten EPS zugeordnet werden. Sie stehen z. T. dem Substratmetabolismus zur Verfügung, können jedoch auch in die gebundenen EPS eingelagert werden. Huminsäuren, die im Zulauf von

kommunalen Kläranlagen bereits nachzuweisen sind, werden in Belebtschlamm-anlagen durch mikrobiologische Prozesse nicht abgebaut. Eine vollständige Elimination von EPS in der Wasserphase des Belebtschlamm ist u. a. aus diesem Grund nicht möglich.

Die Konzentration an gelösten EPS in der Wasserphase des Belebtschlamm wird somit durch deren Produktion durch die Belebtschlammorganismen, aber auch durch deren Konzentration und Zusammensetzung im der Membranbelebungsanlage zufließenden Abwasser sowie u.a. durch die biologische Reinigungsleistung der Anlage und die Entfernung mit dem Überschussschlamm bestimmt:

$$\begin{aligned} \text{EPS} = & \text{ EPS produziert (Belebtschlamm)} \\ & + \text{EPS-Zulauf} \\ & - \text{EPS-Abnahme (Abbau, Ablauf, Adsorption und Entfernung mit} \\ & \text{ÜSS)} \end{aligned}$$

Anorganische Foulants, die mit dem Abwasser in die Membranbelebungsanlage gelangen (z. B. Präzipitate von Spurenmetallen wie Eisen, Aluminium, Mangan, Kupfer, Zink, Chrom) neigen zur Agglomeration und setzen sich unter Bildung einer Gelschicht als Einzelsubstanz oder komplexiert mit organischem oder kolloidalem Material auf der Membranoberfläche ab. Diese können zu einer Verhärtung und Komplexierung der Deckschicht führen (CHOO ET AL. 1996).

Kolloidale und partikuläre Substanzen gelten als weitere am Membranfouling beteiligte Schlüsselsubstanzen. Sie umfassen u. a. anorganische Substanzen, Belebtschlammflocken, Lipide, Fett- und Ölpartikel, sowie andere organische Partikel. Im Regelfall ist im Anlagenbetrieb die Anlagerung solcher Substanzen an die Membran in hohem Maße durch Reinigungsvorgänge wie z. B. durch die Rückspülung von Permeat oder die Cross-Flow-Belüftung reversibel.

Die Bedeutung der TR-Konzentration im Belebungsbecken für das Membranfouling wird bisher noch kontrovers diskutiert. Während verschiedene Autoren den Anstieg des TMP mit Zunahme der TR-Konzentration belegen konnten (ROMERO ET AL. 1991, AL-MALACK ET AL. 1997), berichten andere Autoren von einem gegenteiligen Effekt (LEE ET AL. 2001, CICEK ET AL. 1998). Wiederum andere Autoren konnten keinen Einfluss der TR-Konzentration auf das Membranfouling feststellen (LESJEAN ET AL. 2004, CHO ET AL. 2004).

3 Material und Methoden

3.1 Halbtechnische Versuchsanlage

Zur Durchführung der Untersuchungen stand eine halbtechnische Membranbelebungsanlage mit einem in der Membranbiologie getauchten doppelstöckigen Plattenmodul der Fa. Kubota (Typ EK 150 S) mit einer Membranfläche von zwei mal 60 m^2 und einer nominellen Membranporengröße von $0,4\text{ }\mu\text{m}$ zur Verfügung. Das Belebungsbeckenvolumen betrug $14,3\text{ m}^3$ bei einem Verhältnis V_{DN}/V_{BB} von 0,45. Beschickt wurde die Anlage aus dem Ablauf der Kläranlage Kassel. Maßgebend für den Betrieb der Anlage waren die durch den Membranlieferanten empfohlenen Betriebseinstellungen. Die Anlage wurde mit einer mittleren Schlammbelastung von $0,04\text{ kgBSB}_5\text{*kgTR}^{-1}\text{*d}^{-1}$ betrieben.

3.2 Versuchsstand zur Bestimmung der Filtrierbarkeit von Belebtschlamm

Zur normierten Bestimmung und Vergleich der Filtrierbarkeit bzw. des spezifischen Deckschichtwiderstandes von Belebtschlamm in Abhängigkeit diverser Parameter (z. B. EPS- und TR-Konzentration) wurde eine Ultrafiltrations Testzelle der Fa. Amicon (Modell 8200) mit einem Volumen von 200 ml und einer effektiven Membranfläche von $28,7\text{ cm}^2$ betrieben. Es wurde Membranmaterial von Membranplatten der Fa. Kubota verwendet, so daß dieses identisch mit dem in der halbtechnischen Versuchsanlage verwendeten Material war.

3.3 Analytik

3.3.1 EPS-Bestimmung

Die Analyse der Konzentration an gebundenen EPS wurde in Anlehnung an die Methode nach FROELUND ET AL. (1996) durchgeführt. Die Aufbereitung der Belebtschlammprobe zur Analyse der gelösten EPS im Schlammwassers erfolgte durch Zentrifugation und Filtration durch einen Papier- und Cellulose-Acetat-Filter.

Die Analyse der EPS-Fraktionen, der Proteine und Huminsäuren erfolgte nach der Lowry-Methode, modifiziert nach FROELUND ET AL. (1996), die der Kohlenhydrate nach der Anthron-Methode (RAUNKJAER ET AL. 1994). Die summarische Analyse der EPS erfolgte durch den Parameter DOC gemäß der DIN- bzw. EN-Vorschrift mit einem TOC-Analyser.

3.3.2 Deckschichtanalyse

Für die Analyse der Konzentration an EPS und der Elementekonzentration in der Deckschicht wurden 75 Membranplatten des oberen Membranmoduls der halbtechnischen Versuchsanlage nach 180 Betriebstagen ausgebaut und die Deckschicht beprobt. Das gewonnene Probenmaterial wurde in 150 ml Pufferlösung resuspendiert und wie zuvor beschrieben auf die Konzentration an gebundenen und gelösten EPS analysiert. Die Analyse der elementaren Zusammensetzung der Deckschicht der Membranplatten der halbtechnischen Versuchsanlage erfolgte mittels induktiv gekoppeltem Plasmaanalyser (ICP-OES) gemäß DIN EN ISO 1885, die der Deckschicht von Membranen aus Filtrationsversuchen mit der zuvor beschriebenen Ultrafiltrationstestzelle mittels eines Feldemissions-Rasterelektronenmikroskops mit energiedispersivem Röntgenanalyser (EDX).

4 Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 4 erlaubt den Vergleich der hydraulischen Leistungsfähigkeit des untersuchten Plattenmembransystems zweier Betriebsphasen mit unterschiedlicher TR-Konzentration. Die Ergebnisse zeigen, daß die Permeabilität bei einem Betrieb mit TR-Konzentrationen von $TR < 8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ in relativ kurzer Zeit den Wert von $200 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{bar}^{-1}$ unterschreitet. Bei Konzentrationen von $TR > 11 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ verläuft der Abfall der Permeabilität trotz deutlich höherem Flux langsamer. Zudem ist ein stabiler Verlauf der Permeabilität bei einem Permeatflux von rund $15 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ zu verzeichnen.

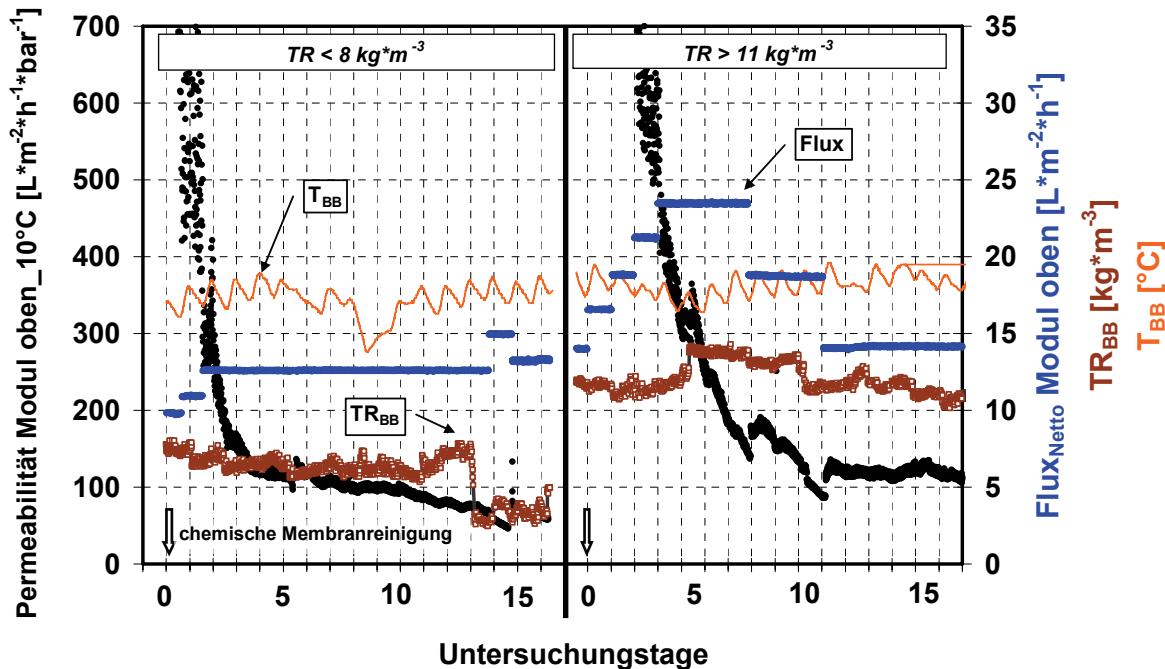


Abbildung 4: Gegenüberstellung der hydraulischen Leistungsfähigkeit des untersuchten Membranplattensystems in Abhängigkeit der TR-Konzentration

Überraschend ist die geringe hydraulische Leistungsfähigkeit bei einem Anlagenbetrieb mit für Membranbelebungsanlagen üblichen TR-Konzentrationen von $> 11 \text{ kg*m}^{-3}$. Bei einem Anlagenbetrieb über mehrere Wochen konnte die halbtechnische Versuchsanlage nur mit einem Flux von $15 \text{ L*m}^{-2*\text{h}}^{-1}$ mit einer stabilen Permeabilität betrieben werden. Der Bemessungspermeatflux liegt für Membranplattensysteme dieses Typs jedoch üblicherweise bei rund $30 \text{ L*m}^{-2*\text{h}}^{-1}$. Dieses wichtige Ergebnis wird im Rahmen der Diskussion über das Niveau der Konzentration an gelösten EPS im Vergleich zu Erfahrungswerten anderer kommunaler Kläranlagen noch diskutiert.

Inwieweit eine verminderte hydraulische Leistungsfähigkeit des Plattenmembransystems beim Betrieb mit TR-Konzentrationen $< 8 \text{ kg*m}^{-3}$ durch für diese TR-Konzentrationen spezifische Filtrationseigenschaften des Belebtschlammes verursacht wird, sollten 80 Filtrationstest mit der Ultrafiltrationstestzelle zeigen. Abbildung 5 zeigen die Ergebnisse dieser Untersuchungen.

Wie der linke Teil der Abbildung 5 zeigt, ist bei TR-Konzentrationen von $1,5 \text{ kg*m}^{-3}$ bis 13 kg*m^{-3} keine signifikante Abhängigkeit des spezifischen Deckschichtwiderstands α von der TR-Konzentration festzustellen. Die Abnahme der hydraulischen Leistungsfähigkeit des untersuchten Membranplattenmoduls bei einem Betrieb mit TR-Konzentrationen $< 8 \text{ kg*m}^{-3}$ ist demnach nicht auf

grundsätzlich geänderte Filtrationseigenschaften der Belebtschlammatrix zurück zu führen. Vielmehr müssen andere Gründe für die Abnahme der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Plattenmembran mit abnehmender TR-Konzentration verantwortlich sein.

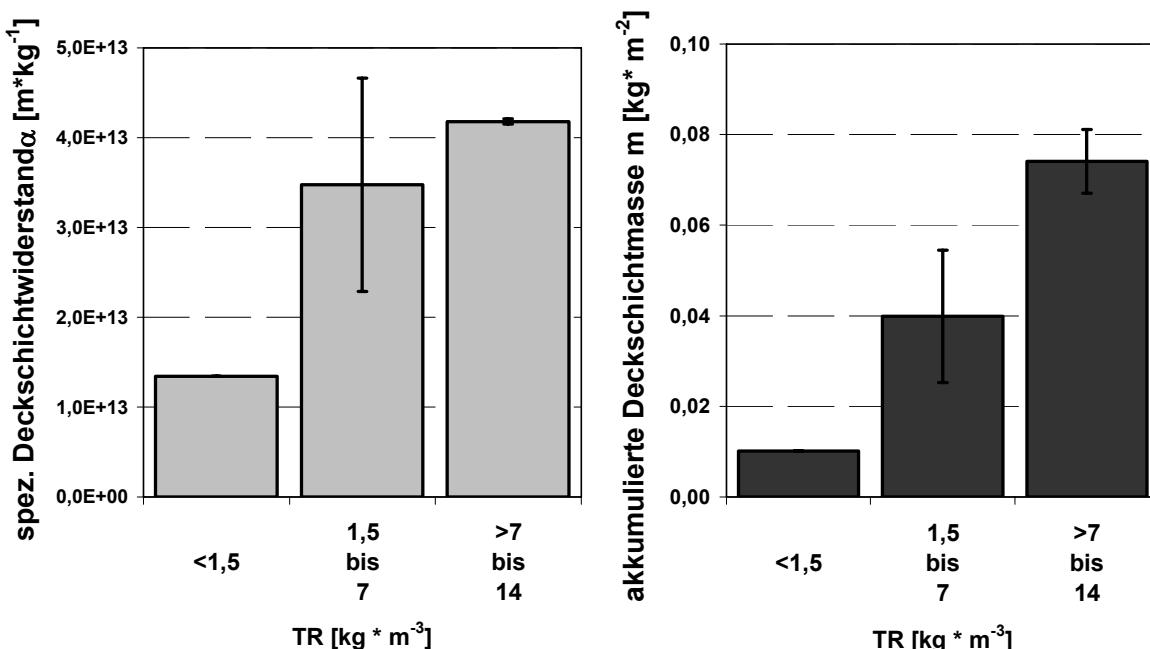


Abbildung 5: Spezifischer Deckschichtwiderstand α (links) und akkumulierte Deckschichtmasse m (rechts) in Abhängigkeit der TR-Konzentrationen

Untersucht man die Abhängigkeit der spezifische Deckschichtmasse m – welche die Deckschichtdicke repräsentiert (s. Abbildung 5 rechts) – von der TR-Konzentration, so zeigt sich, daß sich die Deckschichtdicke mit abnehmender TR-Konzentration vermindert. Betrachtet man den zeitlichen Verlauf des Deckschichtaufbaus, wie in Abbildung 6 dargestellt, so stellt man zudem eine deutliche Zunahme der pro Zeiteinheit aufgebauten Deckschicht bei Filtration mit TR-Konzentrationen von $> 12 \text{ kg} * \text{m}^{-3}$ fest. Dieses Ergebnis ist auf die Zunahme der Dichte und dynamischen Viskosität der Belebtschlammatrix mit steigender TR-Konzentration zurückzuführen, die eine Abnahme der Turbulenz und der Scherkräfte an der Membran bewirkt und so zu einer verminderter Abreinigung der Membran durch die Cross-Flow-Belüftung führt. Nach der Modellvorstellung des „Resistance in Series Model“ führt eine dickere Deckschicht zu einem effektiveren Schutz der Membran vor einem Kontakt mit Makromolekülen wie EPS und anderen Membranfoulants und schützt daher effektiver vor dem Aufbau einer irreversiblen Gelschicht auf der Membran.

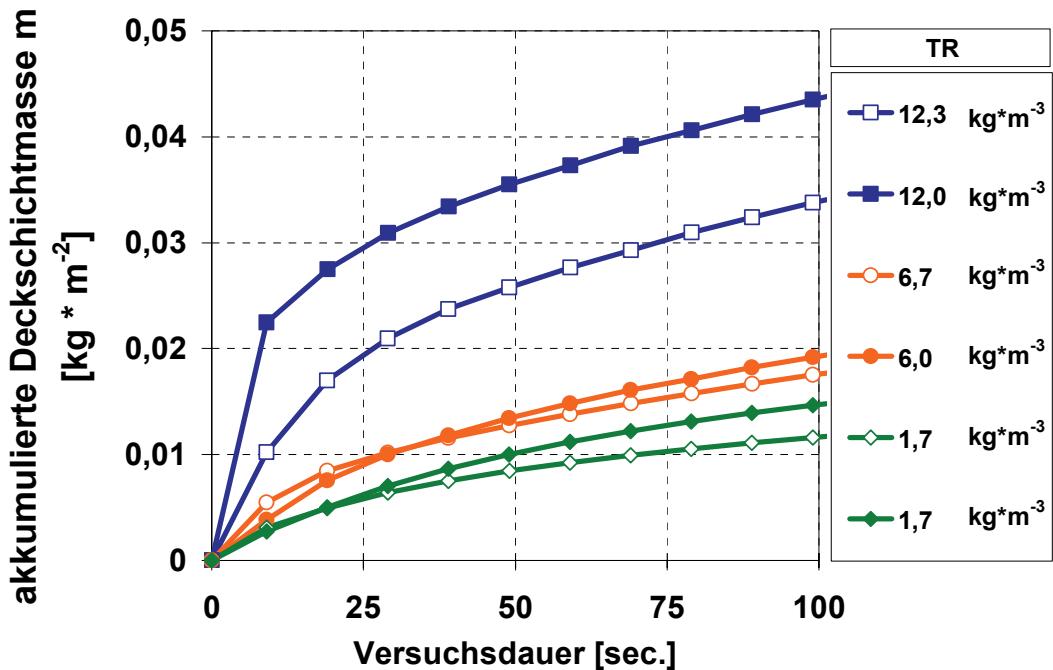


Abbildung 6: Akkumulierte Deckschichtmasse m in Abhängigkeit von TR-Konzentration und Filtrationsdauer

Betrachte man die Deckschicht näher, so ist zunächst festzustellen, daß ihre Konsistenz als gelartig und hoch viskos zu beschreiben ist. Die TR-Konzentration in der Deckschicht beträgt $85 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ bei einem Glühverlust von 70 %, der dem mittleren Wert des Belebtschlams entspricht.

Zur Quantifizierung der am Membranfouling beteiligten organischen und anorganischen Bestandteile der Deckschicht wurde die Konzentration an EPS, deren Fraktionen sowie der Elemente bestimmt. Dieselben Parameter wurden zu Vergleichszwecken auch in dem Belebtschlamm bestimmt. Die Ergebnisse der Messungen der gebundenen EPS und ihrer Fraktionen sind in Abbildung 7 dargestellt. In Abbildung 8 finden sich die Ergebnisse der Messungen der gelösten EPS und ihrer Fraktionen.

Es zeigte sich, daß die Konzentrationen an gelösten und gebundenen EPS in der Deckschicht signifikant höher sind als im Belebtschlamm.

Der partikuläre Anteil der gelartigen Deckschicht hat eine 4,5-fach höhere Konzentration an gebundenen EPS als der Belebtschlamm. Noch deutlicher fällt der Unterschied bei den gelösten EPS der von Partikeln befreiten, gelartigen Phase der Deckschicht mit einem Faktor von 48 aus.

Zur Beschreibung der relativen Zusammensetzung der EPS ist eine Umrechnung der einzelnen Fraktionen in ihr Kohlenstoffäquivalent erforderlich. In Abbildung 9

ist die relative Zusammensetzung der gebundenen EPS von Deckschicht und Belebtschlamm wiedergegeben. Abbildung 10 zeigt die relative Zusammensetzung der gelösten EPS von Belebtschlamm und der von Partikeln befreiten, gelartigen Phase der Deckschicht.

In der Deckschicht stellen Proteine die größte Fraktion sowohl bei den gebundenen als auch den gelösten EPS. Der Anteil der Kohlenhydrate in der Deckschicht ist bei den gebundenen EPS deutlich höher als beim Belebtschlamm. Bei den gelösten EPS trifft dies auf den Anteil der Proteine zu.

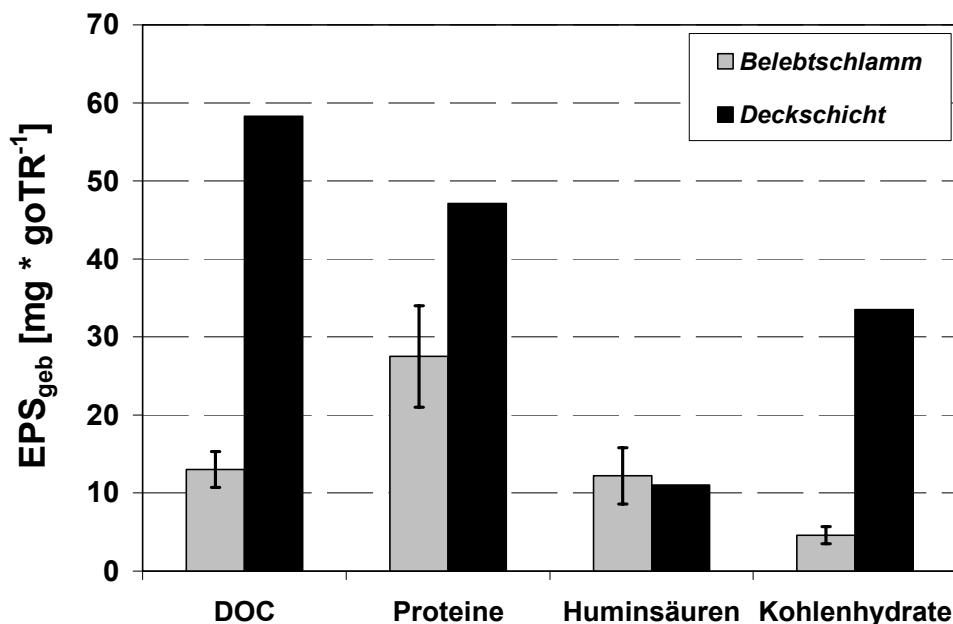


Abbildung 7: Konzentration an gebundenen EPS in Belebtschlamm und der Membradeckschicht der halbt. Versuchsanlage

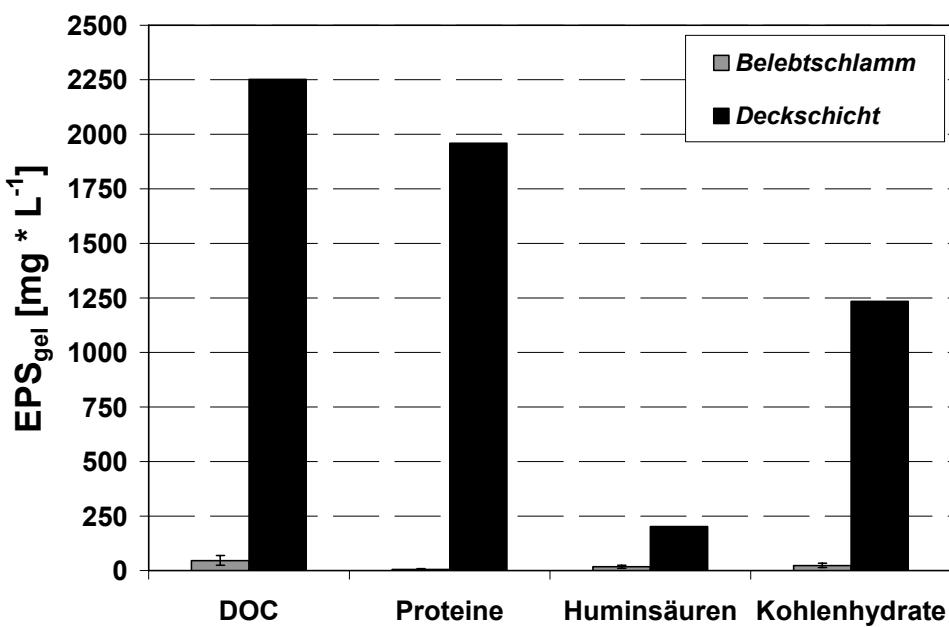


Abbildung 8: Konzentration an gelösten EPS in Belebtschlamm und der Membrandeckschicht der halbtechnischen Versuchsanlage

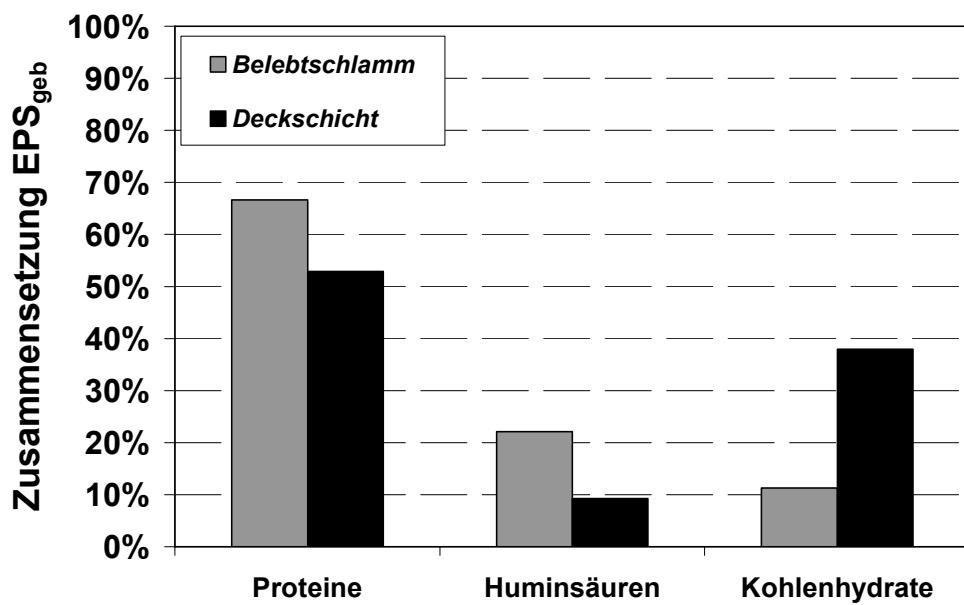


Abbildung 9: Prozentuale Zusammensetzung der gebundenen EPS in Belebtschlamm und der Membrandeckschicht der halbtechnischen Versuchsanlage

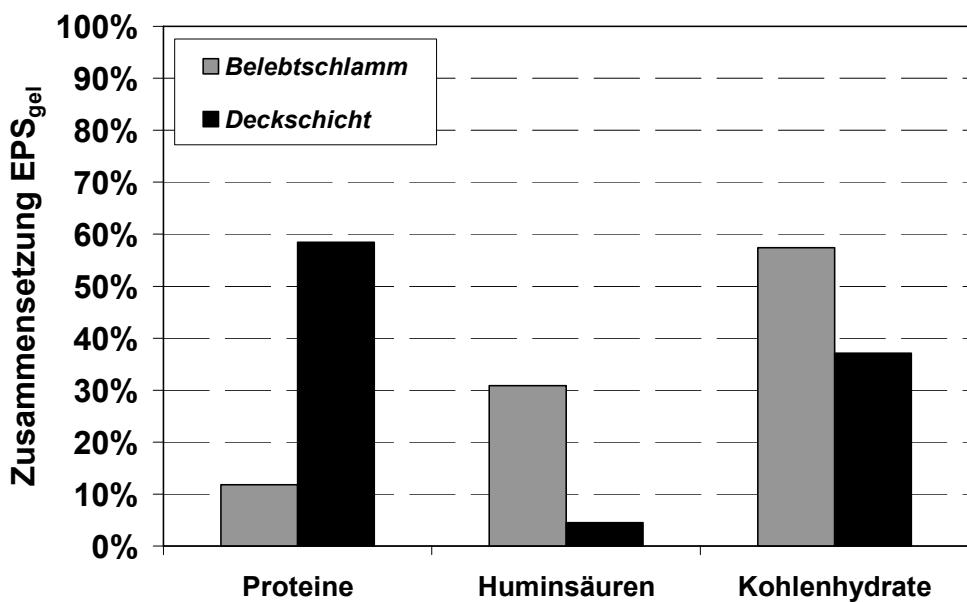


Abbildung 10: Prozentuale Zusammensetzung der gelösten EPS in Belebtschlamm und der Membrandeckschicht der halbt. Versuchsanlage

Die Untersuchungsergebnisse zeigen insgesamt die hohe Bedeutung nicht nur der Proteine, sondern auch der Kohlenhydrate bei der Deckschichtbildung.

Eine Analyse der Deckschicht hinsichtlich der Elementezusammensetzung mittels induktiv gekoppelter Plasmanalyse (ICP) zeigt im Vergleich zu Analysen des Belebtschlammms eine deutliche Zunahme der Konzentration an Calcium, Phosphor, Eisen und Mangan (s. Abbildung 11). Insbesondere die Konzentration an Eisen und Calciumverbindungen steigt mit zunehmender Betriebszeit der Anlage überdurchschnittlich. Dies zeigt ein Vergleich der Elementezusammensetzung der beprobten Deckschicht der Membran der halbtechnischen Versuchsanlage nach 180 Betriebstagen mit Ergebnissen einer Analyse der Deckschichten aus Filtrationsversuchen von einstündiger Dauer die mit Belebtschlamm und mit dem von Feststoffen befreitem Schlammwasser durchgeführt wurden (s. Abbildung 12 und Abbildung 13).

Hinsichtlich der Akkumulation von anorganischen Bestandteilen in der Deckschicht ist zu berücksichtigen, daß eine hohe Konzentration an EPS in der Deckschicht die Sorption von anorganischen Elementen verstärkt, da EPS durch ihre negativ geladenen funktionellen Gruppen (Carboxyl-, Phosphat-, und Sulfatgruppen) wie ein Ionenaustauscher fungieren.

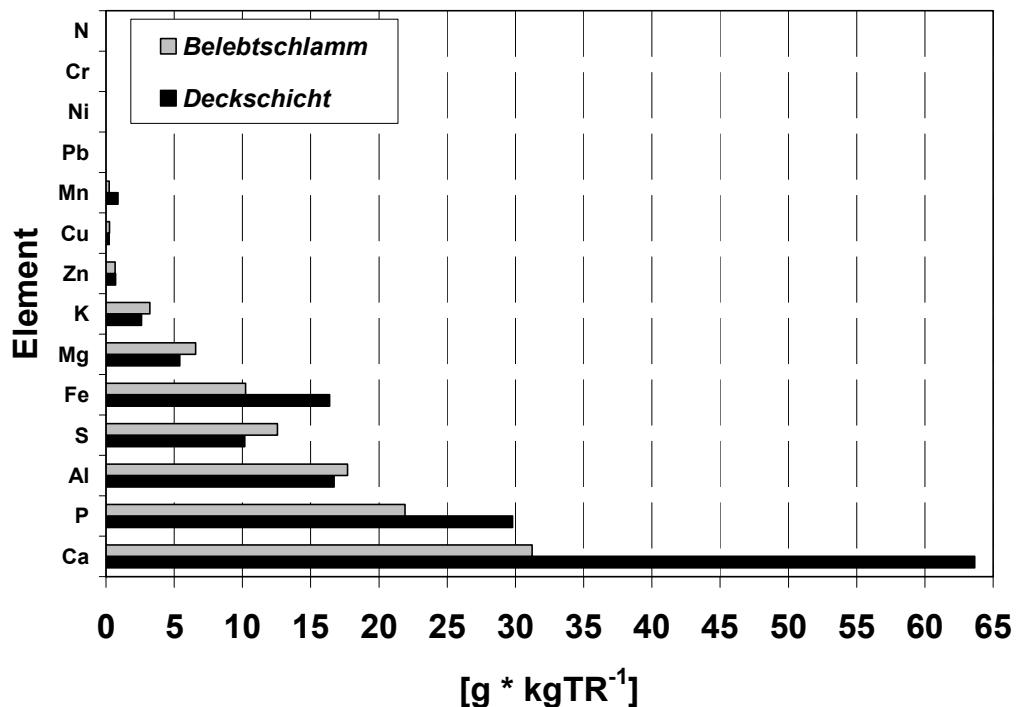


Abbildung 11: Vergleich der Elementzusammensetzung der Deckschicht der Membran der halbtechnischen Versuchsanlage mit Belebtschlamm

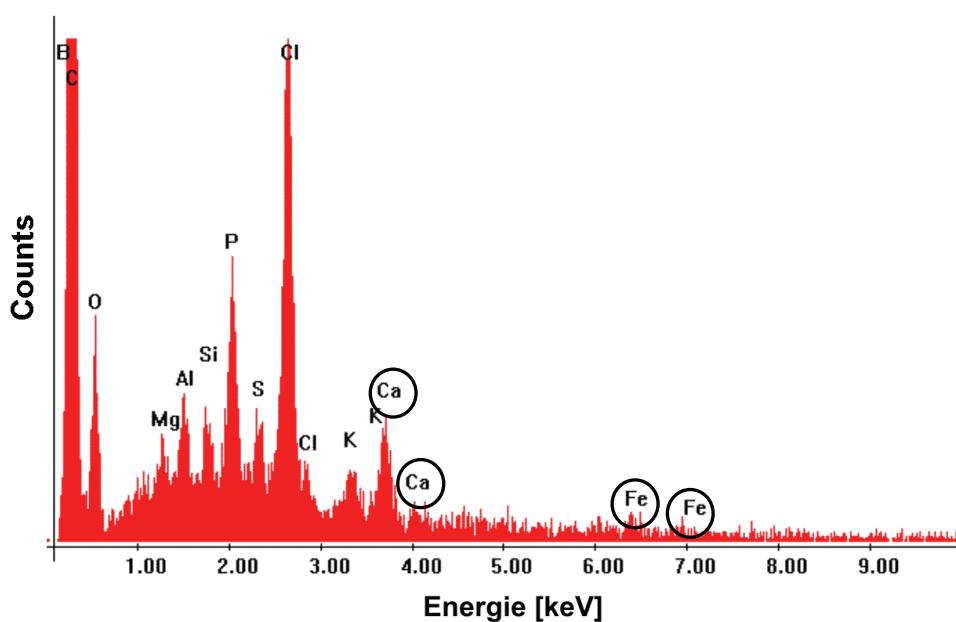


Abbildung 12: Analyse der Deckschicht aus einem einstündigen Filtrationsversuch mit Belebtschlamm (EDX-Flächenscan)

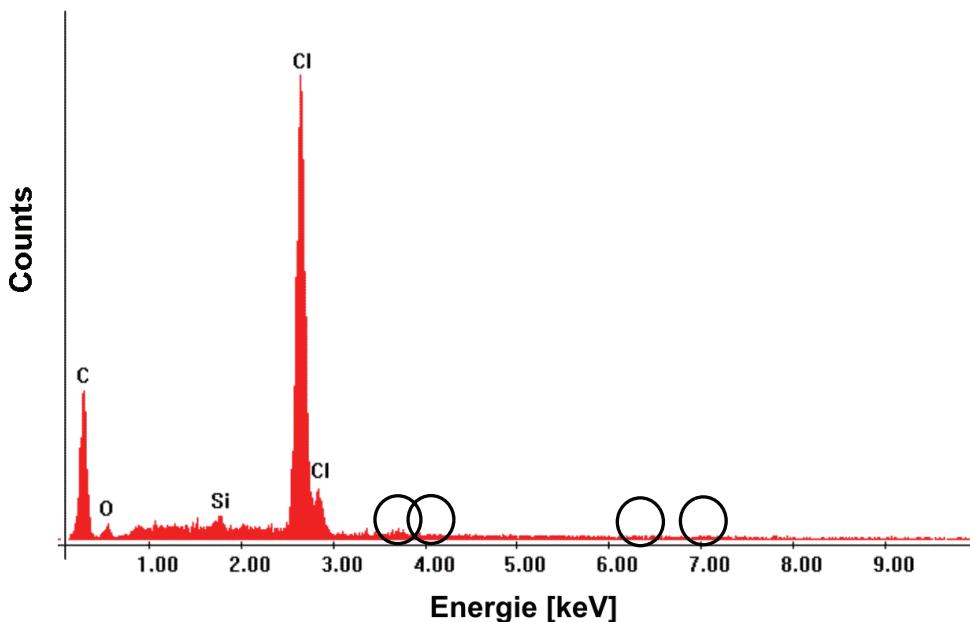


Abbildung 13: Analyse der Deckschicht aus einem einstündigen Filtrationsversuch mit Schlammwasser (EDX-Flächenscan)

In Abbildung 14 sind Ergebnisse von Messungen der Konzentrationen an gelösten EPS an der halbtechnischen Versuchsanlage den Ergebnissen von entsprechenden Messungen an großtechnischen konventionellen Kläranlagen und der großtechnischen Membrananlage Monheim gegenübergestellt. Im Belebtschlamm der halbtechnischen Versuchsanlage wurde eine deutlich erhöhte Konzentration an gelösten EPS gemessen. Dies gilt auch für die Konzentration an Kohlenhydraten und besonders für Proteine, die in der Wasserphase des Belebtschlammes der Kläranlagen Monheim nicht nachzuweisen waren.

Hieraus ist der Schluss zu ziehen, daß die geringe hydraulische Leistungsfähigkeit der Versuchsanlage, wie zuvor bereits diskutiert, maßgeblich auf die sehr hohe Konzentration an gelösten EPS und deren spezifische Zusammensetzung in der Versuchsanlage zurückzuführen ist.

Verursacht wird die sehr hohe Konzentration an gelösten EPS durch ein ungünstiges C/N-Verhältnis sowie durch einen sehr hohen spezifischen Energieeintrag in das Belebungsbecken.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß sowohl die TR-Konzentration des zu filtrierenden Belebtschlamm als auch der gelösten EPS in der Wasserphase des Belebtschlamm für die hydraulische Leistungsfähigkeit einer Membranbelebungsanlage und somit für den Verlauf des Membranfoulings entscheidend sind. Eine hohe Reinigungsleistung der Membranbiologie als

wesentlicher Faktor zur Herabsetzung der EPS-Konzentration ist von übergeordneter Bedeutung, um die Konzentration an Membranfoulants und damit das Membranfouling zu vermindern.

Das von FRECHEN ET AL. (2001) vorgestellte Ertüchtigungskonzept für konventionelle Kläranlagen, welches die Implementierung einer Membranfiltrationsstufe beinhaltet und je nach Randbedingungen einen Anlagenbetrieb mit TR-Konzentrationen von $4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ bis $8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ vorsieht, birgt die Gefahr, daß sich eine Deckschicht entwickelt, die die Membran nicht in demselben Maße schützt, wie dies bei einem Betrieb mit für Membranbelebungsanlagen üblichen TR-Konzentrationen von $12 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ der Fall ist.

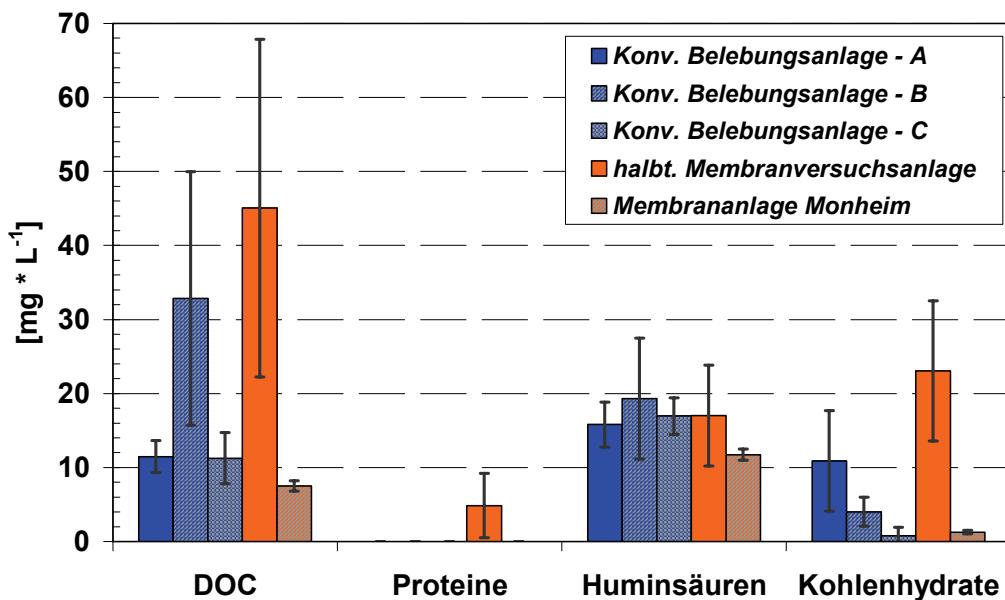


Abbildung 14: Vergleich der Konzentrationen an gelösten EPS verschiedener Anlagen

Ausgehend von den durchgeföhrten Untersuchungen wurde eine spezielle Betriebsweise entwickelt, um die hydraulische Leistungsfähigkeit beim Betrieb mit TR-Konzentrationen $< 8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ zu steigern. Diese Betriebsweise beinhaltet den Aufbau einer für einen optimalen Schutz der Membran ausreichenden Deckschicht durch einen zeitlich begrenzten Betrieb mit für Membranbelebungsanlagen üblichen TR-Konzentration von $> 11 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ vor, die zu einer Entschärfung der Foulingproblematik führen soll. Mittels dieser Betriebsstrategie konnte ein Flux von $15 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ über einen Monat aufrechterhalten werden (FRECHEN ET AL. 2004).

5 Zusammenfassung und Ausblick

Bei den Untersuchungen zeigte sich bei Betrieb des Membranplattensystems mit einer TR-Konzentration $< 8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ein untypisch schneller Abfall der hydraulischen Leistungsfähigkeit. Eine spezielle Betriebsweise mit dem Ziel des Aufbaus einer die Membran effektiv schützenden Deckschicht ermöglicht eine Verbesserung der hydraulischen Leistungsfähigkeit von $10 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ auf $15 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Der für Membranplatten dieses Typs übliche Bemessungsflux von bis zu $30 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ konnte in der Versuchsanlage nicht erreicht werden.

Die Ursache hierfür lag in einer in der Versuchsanlage ungewöhnlich hohen Konzentration an EPS sowie deren abweichende Zusammensetzung im Vergleich zu Analysen einer großtechnischen Membranbelebungsanlage. Diese ist u.a. auf ein in der Versuchsanlage ungünstiges C/N-Verhältnis und einen hohen spezifischen Energieeintrag zurückzuführen. Eine Zunahme der EPS-Konzentration mit abnehmender TR-Konzentration war nach eigenen Untersuchungen nicht zu verzeichnen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, daß mit Abnahme der TR-Konzentration der Einfluss der Konzentration und Zusammensetzung der gelösten EPS hinsichtlich der hydraulischen Leistungsfähigkeit einer Membranbelebungsanlage bedeutender wird. Der Betrieb von Membranbelebungsanlagen mit einer für diesen Anlagentyp untypisch niedrigen TR-Konzentration von $< 8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ verstärkt somit die Notwendigkeit der Verminderung der EPS-Konzentration in der Wasserphase des Belebtschlams.

Die Untersuchungen zur Quantifizierung der EPS und ihrer Fraktionen sowie der Elementekonzentration der Deckschicht zeigen eine überdurchschnittlich hohe Konzentration an EPS in der Deckschicht der untersuchten Plattenmembran. Proteine und Kohlenhydrate sind die für das Membranfouling maßgebenden Fraktionen.

Im Hinblick auf Bemühungen zur Steigerung der ökonomischen Attraktivität des Membranbelebungsverfahrens ist zukünftig ein Focus auf die Beeinflussung der chemisch physikalischen Eigenschaften des zu filtrierenden Belebtschlams zu legen. Aus derzeitiger Sicht sind die folgenden Maßnahmen geeignet diese Zielsetzung zu unterstützen (WETT 2005):

- ⇒ **Das Foulingpotential des Feed steigt grundsätzlich mit steigender Schlammbelastung.** Die Schlammbelastung ist daher im aerob stabilisierenden Bereich zu wählen. Für die halbt. Versuchsanlage lag die optimale Schlammbelastung im Hinblick auf eine verminderde EPS-Konzentration bei ca. $0,025 \text{ kg BSB}_5 \cdot \text{kg TR}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Bei einer Schlammbelastung unter

0,025 kg BSB₅*kg TR^{-1*d⁻¹ wurde eine erhöhte Konzentration an EPS gemessen.}

- ⌚ Eine **hohe Reinigungsleistung der Membranbiologie** ist für die Verminderung des Foulingpotentials des Feed entscheidend. Potentielle Membranfoulants (z. B. Proteine und Kohlenhydrate), die mikrobiell produziert oder bereits im Kläranlagenzulauf vorhanden sind, können somit biologisch abgebaut und die Membran vor einem übermäßigen Kontakt mit Membranfoulants geschützt werden.
- ⌚ Ein **ausgeglichenes C/N Verhältnis im Abwasser ist notwendig**, da die Belebtschlammorganismen bei Kohlenstoffdefizit vermehrt EPS produzieren.
- ⌚ Eine **geeignete Vorbehandlung des Abwasser ist entscheidend**, um Haare und Fasern aber auch lipophile Stoffe zu entfernen und somit die Verzopfung und Verschlammung des Membranmoduls sowie die Bildung impermeabler Deckschichten zu vermeiden.
Der zuvor diskutierte Punkt ist hierbei jedoch zu bedenken.
- ⌚ Die **Membranbiologie sollte vor toxischen Substanzen geschützt werden**, da Belebtschlammorganismen durch vermehrte EPS-Produktion auf diese Substanzen reagieren.
- ⌚ Darüber hinaus ist **bei Abnahme der Abwassertemperatur im Belebungsbecken mit vermehrter Produktion von EPS** durch die Mikroorganismen und hier insbesondere von Huminsäuren zu rechnen. U. a. aus diesem Grund nimmt in den Wintermonaten die Notwendigkeit einer chemischen Membranreinigung zu.

6 Danksagung

Der Autor dankt Herrn Prof. Frechen für die herausragende Betreuung und Unterstützung bei der Erstellung seiner Dissertation, die vielfache Förderung seiner wissenschaftlichen Tätigkeit sowie für die vertrauensvolle Zusammenarbeit.

Dank gilt auch den Firmen Aggerwasser GmbH, Gummersbach und Earth-tech, Umwelttechnik GmbH, Neuss für die Bereitstellung der Versuchsanlage und der Membranplatten, den Kasseler Entwässerungsbetrieben für die Bereitstellung des Versuchsfeldes und die mannigfaltige Unterstützung, sowie dem Ingenieurbüro Wedi (ATM), Braunschweig für die Freigabe der EPS Messdaten der Kläranlage Mohnheim.

7 Literatur

Al-Malack M.H., Anderson G.K. (1997):

Use of Crossflow Microfiltration in Wastewater Treatment. Water Research, Vol. 31, No. 12, pp. 3064-3072, London

Chang I.S., Bag S.O., Lee C.H. (2001):

Effects of membrane fouling on solute rejection during membrane filtration of activated sludge. In: Process Biochemistry 36, pp. 855-860. London

Choo K., Lee C. (1996):

Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor. In. Water Research 20 (8), pp. 1771-1780

Cho J., Song K., Yun H., Ahn K., Kim J., Chung T. (2004):

Quantitative Analysis of Biological Effect on Membrane Fouling in Submerged Membrane Bioreactor. In: Begleitband zur IWA Specialty Conference – Water Environment – Membrane Technology, T1-2, Seoul, Korea

Cicek N., Winnen H., Suidan T., Wrenn E., Urbain V., Manem J. (1998):

Effectiveness of the Membrane Bioreactor in the Biodegradation of high molecular weight Compounds. Water Research, Vol.32, No.5, pp. 1553-1563

Flemming H.C., Wingender J. (2000):

Extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) – der Baustoff für Biofilme. In: Vom Wasser 94, pp. 245-266

Frechen F.-B., Schier W., Wett M. (2001):

Membranfiltration zur Ertüchtigung von Kläranlagen in Hessen. Begleitbuch zur 4. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik, A3

Frechen F.-B., Schier W., Wett M. (2003):

Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch Einsatz der Membranfiltration. Begleitbuch zur 5. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik, A2

Frechen F.-B., Schier W., Wett M., Waldhoff A. (2005)

Untersuchungsvorhaben Membranfiltration in Hessen – Teil 2. Endbericht. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 25, kassel university press, ISBN 3-89958-159-8

Froelund B., Palmgren R., Keiding K., Nielsen P. (1996):

Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. In: Water Research 30 (8), pp. 1749-1758

Günthert F.W., Krause St., Eder B., Herb S., Schindler P., Gimbel R., Hagemeyer G., Leimböck A. (2002):

Einsatz der Ultrafiltration zur Trinkwasseraufbereitung von trübstoffhaltigen und mikrobiologisch belasteten Karst-, Kluft- und Quellwässern. In: Mitteilungen des Institut für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München, Heft 76, München

Laspidou C., Rittman B. (2002):

A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. In: Water Research 36, pp. 2711-2820

Lee D., Noike T., Cha G. (2001):

Biofouling and behaviour of soluble microbial product in the submerged membrane separation activated sludge process. In: Proceedings of Asian waterqual 2001, First IWA Asia-Pacific Regional Conference proceedings I, Fukuoka, Japan

Lesjean B., Rosenberger S., Laabs C., Jekel M., Gnirss R., Amy G. (2004):

Correlation between membrane fouling and soluble/colloidal organic substances in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. In: Begleitband zur IWA Specialty Conference – Water Environment – Membrane Technology, T-1-8, Seoul, Korea

Nielsen P., Raunkjaer K., Norsker N., Jensen N., Hvítved-Jacobsen T. (1992):

Transformation of wastewater in sewer systems – a review. In: Water Science and Technology 25, pp. 17-31

Raunkjaer K., Hvítved-Jacobsen T., Nielsen P. (1994):

Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. In: Water Science And Technology 28 (2), pp. 251-261

Romero C., Davis R. (1991):

Experimental verification of the shear-induced hydrodynamic diffusion model of crossflow microfiltration. In: Journal of membran science 62, pp. 249-273

Schier, W. (2003):

Ein exemplarischer Ansatz zur Einbindung neuer Bemessungswege und neuer Reinigungstechnologien bei der Ertüchtigung von Kläranlagen; Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • ABFALL der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Band 22, kassel university press, ISBN 3-89958-039-7

Wett, M. (2005):

Foulingverhalten des Membranbelebungsverfahrens und Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit. Dissertation., Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 26, kassel university press, ISBN 3-89958-160-1

Autor:

Dr.-Ing. Martin Wett

Universität Kassel

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel

Telefon: 0561/804-3395; Telefax: 0561/804-3642

E-Mail: wett@uni-kassel.de

Varsseveld: Full scale MBR demonstration in The Netherlands

Helle F. van der Roest, DHV Water BV/Amersfoort, The Netherlands

1 Introduction

Since the year 2000, The Netherlands has contributed largely to the worldwide MBR development. The first phase of the Dutch development programme started with pilot investigations at the STP Beverwijk and finished in 2004 after 4.5 years of intensive research. The second phase of the programme includes the realisation of a MBR- demonstration installation in Varsseveld, and shall throw light on the technical aspects of the scale up. At the end of 2004, the Varsseveld MBR has been started up. The installation is of great importance for a successful further introduction of large-scale MBR systems in the Netherlands. Therefore the years 2004 and 2005 witness a broad based research programme, which will address all aspects of the MBR, pre-treatment, biological treatment, and membrane filtration. The STOWA and the European Community support the project. This article focuses on the important design aspects, the experiences with the start up of the MBR-installation and the results of the first 10 months of operation.



Figure 1: MBR Varsseveld

2 Design MBR Varsseveld

The design loading of STP Varsseveld amounts to 23,150 p.e. and 755 m³/h. The design is based on effluent conditions that are stricter than what is legally required, namely TN< 5 mg/l as yearly average and TP< 0.15 mg/l as average of ten successive samples. Another important design aspect was associated with the typical Dutch condition of much rain that is transported in the sewers. Additionally, there is a local cheese factory with a specific type of wastewater that impinges other criteria on the pre-treatment design.

2.1 Pre-treatment

Because the membranes are sensitive to fouling and damage, it is important that leaves, plastic, sand, fat, hairs and others are removed from the influent. For this reason the wastewater passes firstly over a bar screen with a bar spacing of 6 mm, thereafter through an aerated sand and fat removal chamber, and lastly through micro-screens with 0.8 mm perforations.

2.2 Biological Treatment

The biological processes that take place in a MBR are in principle no different than in a conventional system. Considering the higher sludge concentration and the absence of secondary clarifiers the MBR can be built very compact, this yields two important differences for the biological design and the biological process control.

Firstly the hydraulic retention time in the MBR is a factor 2-3 shorter than in a conventional system. This has the effect that the process dynamics, particularly during peak loads, must perform in a shorter time frame, where the capacity of the aeration and the speed of response of the aeration system must be higher. Plate aerators have been chosen due to their high specific aeration capacity and their associated limited space requirement. Secondly, an important difference is that in a MBR the sludge is aerated at the point of effluent extraction. This aeration leads to a relatively high dissolved oxygen concentration (3-6 mg O₂/l) where residual ammonium is nitrified. This too has an effect on the biological design and process control.

Regarding the design and the process control, dynamic simulation has been utilised extensively for the design of MBR Varsseveld.

2.3 Membrane filtration

On the basis of European tendering the membrane filtration section was awarded to the company Zenon. All necessary membranes ZW500d are placed in four separate compartments. Good functionality of the membranes is achieved through symmetrical loading in the design, and special attention has been made towards the design of the sludge supply and discharge to and from the tanks. The compartments make it possible for the membranes to be taken out of operation during situations of low influent flow, which not only saves energy for the aeration of the membranes, but also promotes the additionally advantageous membrane relaxation.

On top of the continuous mechanical cleaning of the membrane surface a periodic chemical cleaning is also necessary. One aspect where the Beverwijk pilot has reaped benefit is in the definition of an optimal cleaning regime, a cleaning methodology based on “Maintenance Cleaning in Air”. This MC in Air is carried out once per week or once per two weeks with considerably less chemicals as compared to the classical recovery cleaning techniques.

3 First operational experiences

At the end of 2004 the MBR installation Varsseveld was started up. After the site acceptance tests, the performance of the pre-treatment installations took place. This was executed with influent enriched with hairs gathered by a hairdresser. Also the membranes were installed and intensively checked by several tests. Thereafter the bioreactor was seeded with aerobic sludge from the existing STP Varsseveld, by leading this sludge over the new pre-treatment-installations. The start-up of the full scale MBR was relatively prosperous. In about a month time the sludge concentration grew from 2.4 to 10 kg MLSS/m³ and after this month the full influent flow could be handled in the MBR. Scum or foam did not appear during start-up.

3.1 Pre-treatment

There are two types of micro-screens, due to the European tendering and the demonstration character of the plant. One type is a fixed “half drum” with rotating sieve-cleaning brushes. The other type is a rotating drum with sprayers for sieve-cleaning. Both types of micro-screens show 100 % removal of hairs, but were not consistently capable to handle rapid changes from dry weather flow (DWF) to rain weather flow (RWF). To cope with this problem all the micro-screens can work in

parallel (at double capacity) during about 10 minutes at the start of RWF. Further research is necessary to overcome this issue.

3.2 Biological Treatment

Although the MBR was started up in a relatively cold period (average water temperature of 12°C with minimum of 7°C), nitrification was complete from the start. The permeate ammonia concentration mostly is below 0.1 mg NH₄-N/l. After one month the sludge concentration reached the design value of 10 kg MLSS/m³ and the MBR was fully loaded compared to the design parameters. From that time, also denitrification and biological phosphorus removal rapidly improved. The nitrate permeate concentration is about 1-3 mg NO₃-N/l, which means that the overall nitrogen removal is about 95%. Further optimisation is still possible. Some influent and permeate data are presented in Table 1.

Table 1 *Effluent quality MBR Varsseveld*

Parameter	Influent [mg/l]	Permeate [mg/l]	Efficiency [%]
COD	840	25	97
TN	62	3	95
TP	16.2	4.4	73

The data show that the phosphorous permeate concentration is still relatively high, compared to the design value of 0.15 mg/l. Considering the high influent concentration and the fact that until June no iron salt has been dosed, it can be concluded that the biological phosphorous removal capacity is significant.

Since the ferric dosing started at a low ratio of 0.2 mole Fe/mole P (June 2005), the phosphorous effluent concentration decreased to 1-2 mg TP/l. The ferric dosing will be further increased slowly until the required effluent concentration is achieved. Based upon the pilot plant experience, it is expected that the required ferric dosing amount, to reach the required permeate quality, will be relatively low.

The nitrogen removal is stable, although the aeration control was unstable during the first two months due to some minor software problems. As a consequence, the aeration capacity was insufficient, which had a negative effect on the sludge characteristics. Besides that, there was a rapid temperature decrease in February. Both factors were responsible for the induction of a scum / foam layer on both the denitrification and aeration tank. The specially designed scum / foam collector had to be switched on to avoid the layer becoming too thick.

3.3 Membrane filtration

The four parallel membrane tanks are equipped with Zenon ZW500d hollow fibre membranes. Each membrane compartment contains 4 membrane cassettes, with a membrane surface of 1,260 m² each. The total membrane surface amounts to 20,160 m². The maximum capacity of each membrane tank is 250 m³/h (maximum net flux 50 l/m²h), the biomass recirculation flow into the membrane compartments is supplied by feed pumps, which have a maximum capacity of 800 m³/h each.

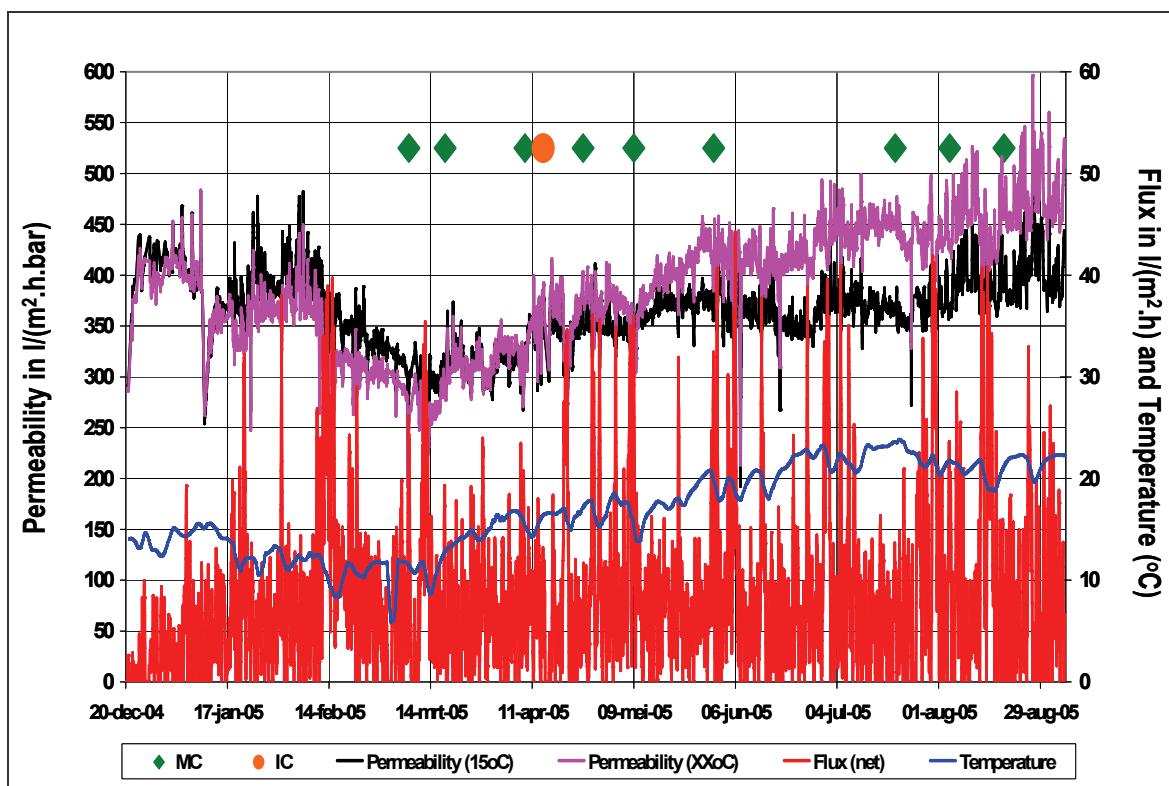


Figure 2 Development of MBR permeability over time

Figure 2 displays the permeability trend of one of the membrane compartments. The permeability start value and trend are as expected, until the permeability decreased rapidly to a level of about 300 l/(m².h.bar), which started mid February this year.

Then it proved to be of great advantage that the compartments could be drained completely, for the maintenance cleaning in air procedures. Close inspection showed that part of the membranes was sticking together with a slimy/glue-like substance. Slimy sludge was also discovered on the compartment walls and the membrane aerator tubes. After a month of intensive research, it was concluded that this substance was caused by a combination of a long period of anaerobic sludge conditions, the discharge of polymeric substances by a local industry and

small leakages nearby the connection between membrane module and cassette. As the membrane fibres were sticking together, the available membrane surface had decreased dramatically, which resulted in high suction pressures during the peak test of 50 lmh net. Under normal conditions, the available membrane surface could process the required flow without problems. Only at maximum flow conditions, the required suction pressure was near the upper limit, which required special attention.

Currently, the DO-control has been improved, the connections have been restored and, in cooperation with the local industry, the polymer discharge has been stopped.

After intensive research on the pilot installation at STP Varsseveld an optimal cleaning method was found, capable of restoring the permeability. As can be seen from Figure 2, in April 2005 the permeability was recovered completely by a special intensive cleaning procedure. Since then the permeability is kept at a high level, which allows the installation to handle maximum fluxes without any problem.

One important research item on the Varsseveld MBR is the reduction of the energy consumption. Based on pilot research, it was shown that during process mode (membrane tank with permeate extraction), the energy input for membrane aeration could be reduced under specific circumstances (DWF in the summer). By doing this, the total energy reduction of the whole plant is estimated to be approximately 10 to 15%. In relaxation mode (membrane tank without permeate extraction, only sludge recirculation and aeration), the aeration time can be reduced significantly. Since 16 June 2005, the research started at the full-scale plant. As can be seen from Figure 3, the specific energy consumption is reduced from 1.0 kWh/m³ to 0.75 kWh/m³ at design hydraulic load (5,000 m³/day). The average energy consumption amounts to 0.65 kWh/m³ due to the heavy rainfall (6,000 m³/day). With some future changes in the control strategy, it is expected that the total energy consumption of the Varsseveld MBR can be reduced further to 0.70 kWh/m³ at design hydraulic load.

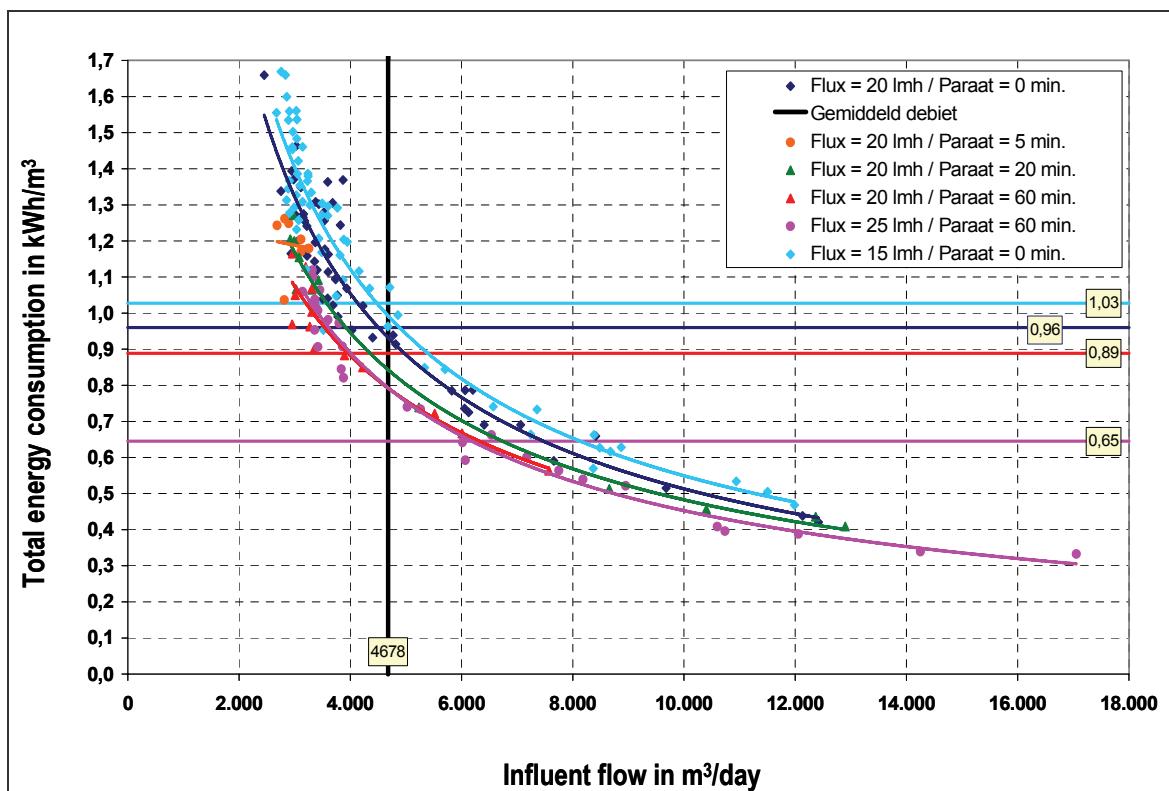


Figure 3 Specific energy consumption of the Varsseveld MBR

4 Summary

At the time of writing this article MBR Varsseveld has been in operation for some ten months. Already the fruits of the MBR Beverwijk experience are being harvested: the flexibility in the chemical cleaning procedure was essential as the wastewater feed from Varsseveld differ significantly from Beverwijk, the biological configuration is already yielding low values for Total Nitrogen, and Total Phosphorus will follow. The pre-treatment has been intensively tested to yield better quality influent suitable for the membranes, here, off the shelf technologies have proved inadequate and the devices have required serious modification to achieve a debris free feed stream. The membranes have been made maintenance friendly with easy inspection and overall accessibility, the results so far are very promising.

From the Dutch research projects mentioned in this article, much knowledge has been gained. Knowledge however, only becomes “real” once it has been proven under various conditions, on several systems, and lastly has been scaled up to a viable full-scale installation. Varsseveld initiates the second phase of the Dutch development programme and will generate new and viable information for the further optimisation of the MBR-technology.

5 References

H₂O-MBR-special I (October 2001)

H₂O -MBR-special II (April 2003)

H₂O -MBR-special III (April 2005)

Roest van der H.F., Lawrence D.P. and Bentem van A.G.N. (2002)

Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment, Water and
Wastewater Practitioner Series: STOWA Report 2002, ISBN 184339 011 6

Bentem van A., Schyns P. and Lawrence D.P. (2004)

MBR Varsseveld; simulation-unit and demonstration plant. NVA/IWA International
Conference “Upgrading of Wastewater treatment Plants”, Amsterdam
30 September - 1 October 2004.

Schyns P., D. Lawrence, F. Durieux (2005)

De voorspoedige opstart van de MBR-installatie Varsseveld. H₂O 38 (2005), no. 5,
pp 27-29

This article is a compilation of some articles in the H₂O-MBR-special III (April 2005) with additional recent information gained from the operational results of the MBR Varsseveld. The author wishes to acknowledge all participants for their contribution.

Autor:

ir. Helle F. van der Roest

DHV Water BV

Postbus484, NL 3800 AL Amersfoort, Laan 1914, nr.35

Telefon: +31 / 33 4682407; Telefax: +31 / 33 4682301

E-Mail: helle.vanderroest@dhv.nl

Geruchsemissionen - Grundlagen und Meßtechnik

Franz-Bernd Frechen, Universität Kassel

1 Einleitung

Wären Abwasseranlagen geruchsfrei, so wäre dieser Vortrag überflüssig. Dem ist aber nicht so. Abwasseranlagen waren und sind Emittenten von Gerüchen, und dies wird in zunehmendem Maße von allen Beteiligten wahrgenommen: Planer, Betreiber, Anwohner (siehe Zeitungsausriß) und Aufsichtsbehörden.

Unter „Abwasseranlagen“ fallen alle Betriebseinrichtungen der Abwasserableitung, der Abwasserbehandlung sowie der Schlammbehandlung. Sie alle sind potentielle Quellen von Geruchsemissionen.

Geruch kann nach der Definition des Bundes-Immissionsschutzgesetzes zu den **schädlichen Umwelteinflüssen** zählen. Im Falle von Geruch aus Abwasseranlagen wird in aller Regel die Schädlichkeit nicht aus direkter humantoxologischer Bedeutsamkeit, sondern aus der durch Gerüche aus Kläranlagen unter Umständen verursachten **erheblichen Belästigung** hergeleitet. Ein nicht zu unterschätzendes Problem liegt darin, daß Anwohner eine „einfache“ Belästigung hinnehmen müssen. Dies ist oft schwer zu vermitteln; noch schwerer fällt die Erläuterung, warum die eine Belästigung über, die andere unter der „Erheblichkeitsschwelle“ liegt.

Bei Vorliegen schädlicher Immissionen ist zunächst die Erkennung der Emissionsquellen und die Bewertung unter Beachtung geltender Rechtsvorschriften erforderlich. Daran müssen sich geeignete Maßnahmen zur Emissionsminderung anschließen.

Da „Geruch“ nicht zum alltäglichen Arbeitsfeld des Abwasseringenieurs zählt, ist eine Einführung in die Grundlagen, die Meßtechnik und ein kleiner Exkurs in die rechtlichen Aspekte sinnvoll. Dieser soll hier gegeben werden.

Leserbrief

„Neues zum Gestank“

Betr.: Neues zum Gestank, der Stadtdirektor informiert.
Im Besitz des 2. Bürgerbriefes und nach zusätzlicher Information im [REDACTED] Stadtspiegel vom 5. Sept. 1990 kann ich nur sagen: Hier irrt der Stadtdirektor, denn nach sorgfältiger Beobachtung habe ich festgestellt, daß bei der erwähnten Geruchsbelästigung nicht nur die Öffnungen im Faulturm hierfür verantwortlich sind, sondern auch einige Mitbürger [REDACTED] die unverantwortlicher Weise ihre Toiletten-Fenster nicht sorgfältig verschlossen haben!"

[REDACTED]

[REDACTED] 4

Leserzuschriften veröffentlicht die Redaktion ohne Rücksicht darauf, ob die darin zum Ausdruck gebrachten Ansichten mit der Meinung der Redaktion übereinstimmen. Die Redaktion behält sich vor, sinnwährende Kürzungen vorzunehmen. Die Redaktion legt Wert darauf, daß die Zuschriften mit Namen und Anschrift des Einsenders veröffentlicht werden.

2 Grundlagen zu Gerüchen

"Geruch" ist eine Empfindung, hier des Menschen, die durch verschiedenste Stoffe hervorgerufen werden kann; solche Stoffe werden daher auch als "Geruchsstoffe" bezeichnet. Die Entstehung eines Geruchseindruckes beim Menschen ist, wie Abbildung 1 zeigt, ein zweistufiger Prozeß.

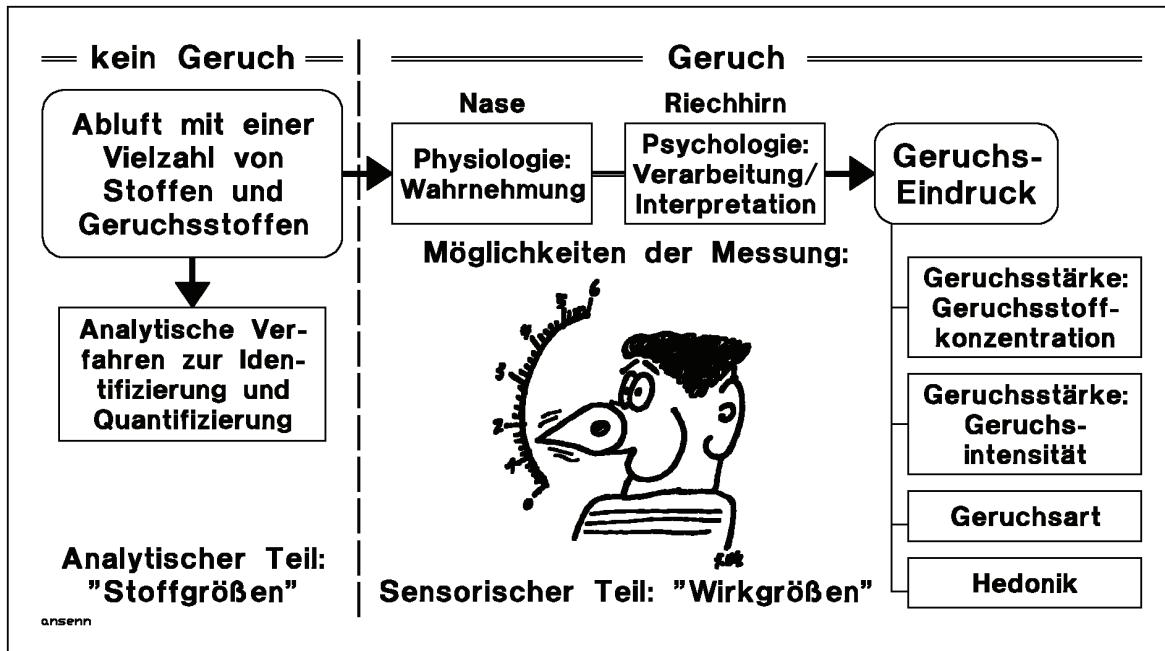


Abbildung 1: Prinzipieller Ablauf der Entstehung eines Geruchseindruckes und Übersicht über analytische und sensorische Meßverfahren

Zunächst erfolgt die Wahrnehmung des Reizes in der Nase (physiologischer Teil), danach die Verarbeitung im Riechhirn (psychologischer Teil). Beide Vorgänge entziehen sich einer exakten, formelmäßigen Beschreibung. Daher kann "Geruch" bis heute nicht mit analytischen Meßgeräten gemessen werden, sondern es muß auf Testpersonen zurückgegriffen werden.

"Geruch" ist eine summarische Wirkgröße und keine Stoffgröße, denn beispielsweise die Geruchsstoffkonzentration, wie auch die anderen aufgeführten sensorischen, also unter Zuhilfenahme von menschlichen Nasen zu bestimmenden Parameter, sagt nichts über die Inhaltsstoffe selbst, sondern nur über deren Wirkung aus – vergleichbar dem BSB einer Abwasserprobe, der auch nichts über Art und Menge der Inhaltsstoffe im einzelnen aussagt, sondern nur deren summarische Wirkung bezüglich Sauerstoff beschreibt. Daher ist auch der linke Teil von Abbildung 1 mit "kein Geruch" überschrieben: zwar können in einer Luft (Luftprobe) die Konzentrationen von Stoffen, die als Geruchsstoffe bekannt sind, analy-

tisch ermittelt werden, die Ergebnisse dieser Stoffgrößenbestimmung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ o.ä. lassen aber keinen sicheren Schluß auf die Geruchswirkung der Luft zu. Zunächst liegt dies an den oben beschriebenen Schwierigkeiten, zudem ist sicher noch nicht jeder geruchserzeugende Stoff bekannt, zum dritten ist ja nie sicher, ob wirklich auf alle geruchserzeugenden Stoffe analysiert wurde, viertens ist bei manchen Geruchsstoffen die Nase auch heute noch empfindlicher als die verfügbaren analytischen Detektionsmethoden und schließlich ist fünftens praktisch nichts bekannt über den Effekt des gemeinsamen Auftretens einer Vielzahl von Geruchsstoffen (antagonistisches bis hin zu synergistischem Verhalten).

Die im rechten Teil von Abbildung 1 angesprochenen Meßmöglichkeiten, die weiter unten näher erläutert werden, setzen daher immer den Einsatz von menschlichen Nasen, also Testpersonen, voraus, weshalb alle hier in Frage kommenden Verfahren als "sensorische Verfahren" bezeichnet werden. Nur hier kann von "Geruchsmessung" gesprochen werden.

3 Grundlagen zur Geruchsmeßtechnik

3.1 Übersicht

Bei der Messung von Gerüchen ist zunächst zu unterscheiden nach „Emissionsmessungen“ und „Immissionsmessungen“. Bei Emissionsmessungen liegt die zu untersuchende Luft praktisch immer in einer so hohen Konzentration vor, daß Mischapparaturen, sog. "Olfaktometer", zur Verdünnung herangezogen werden müssen; daher werden alle auf dem Prinzip der Verdünnung beruhenden Meßverfahren als "olfaktometrische Verfahren" bezeichnet.

Im Immissionsbereich werden Olfaktometer praktisch nie eingesetzt. Gleichwohl werden hier z.T. dieselben Meßprinzipien angewendet wie bei Emissionsmessungen, jedoch wird die vorliegende Umgebungsluft unverdünnt beurteilt.

Emissionsmessungen befassen sich mit folgenden Meßgrößen:

- ⌚ Geruchsstoffkonzentration - Ergebnis: GE_E/m^3
- ⌚ Intensität - Ergebnis: Schlüsselzahl gemäß Skala
- ⌚ Hedonische Tönung – Ergebnis: Kategorienzahl/Konzentration
- ⌚ Geruchsart – Ergebnis: Verbale Geruchsbeschreibung

Bei Immissionsmessungen wird unterschieden nach:

- ⌚ Geruchszeitanteil (aus Rasterbegehung) - Ergebnis: Anteil "Geruchsstun-

den/Jahr" pro Fläche

- ⇒ Geruchsfahnenreichweite (Fahnenbegehung) – Ergebnis: Reichweite bei aktueller meteorologischer Situation
- ⇒ Belästigungserhebung durch Befragung – Ergebnis: Differenzierte Belästigungserfassung

Zu beachten ist, daß einige der unter „Emissionsmessungen“ aufgeführten Meßverfahren auch bei Immissionsmessungen mit zum Tragen kommen können oder sogar müssen. Hierauf wird in den nachfolgenden Abschnitten jeweils hingewiesen.

3.2 Emissionsmessungen

Das Meßverfahren zur Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration stellt das älteste und mit Abstand wichtigste Meßverfahren im Zusammenhang mit der Bestimmung von Geruchsemissionen dar und war bis 2003 in der VDI-Richtlinie 3881 (1986) festgeschrieben und.

Mittlerweile wurde sie ersetzt durch die europäische Norm DIN EN 13725:2003 (2003). In den wesentlichen Inhalten umfaßt sie aber die VDI 3881. Eine Änderung ergab sich insbesondere bei der Prozedur zur Probandenauswahl und –prüfung, die präziser vorgeschrieben ist und an klaren Erfolgskriterien gemessen wird. Zudem entfällt Schwefelwasserstoff als Referenzgas.

Fixpunkt ist die Konzentration an Geruchsträgern an der Geruchsschwelle. Die Geruchsschwelle (Wahrnehmungsschwelle) entspricht derjenigen Geruchsträgerkonzentration in einer zu bewertenden Luft (Mischung zwischen Reinluft und geruchsbeladener Luft), die in 50% der Reizdarbietungen an die Testpersonen des Probandenkollektivs zu der Empfindung "ich rieche nichts" und in 50% der Reizdarbietungen zu der Aussage "ich rieche irgend etwas" (ohne daß die Reizqualität erkannt werden kann) führt. Die Geruchsstoffkonzentration an der Geruchsschwelle ist definitionsgemäß $1 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ (GE_E = Europäische Geruchseinheit) und wird mit c_{od} ("od" für "Odour" = Geruch) bezeichnet.

Bei Emissionsmessungen an Luftproben ist zur Ermittlung der Geruchsstoffkonzentration der Probe diese mit Reinluft bis zur Geruchsschwelle zu verdünnen. Diese Verdünnung erfolgt in einem Olfaktometer. Ein Volumenstrom der Geruchsprobe wird so sehr mit einem Volumenstrom neutraler Luft verdünnt, daß in der Mischung die Geruchsschwelle nach obiger Definition erreicht wird. Die hierbei erforderliche "Verdünnungszahl Z an der Geruchsschwelle" ist zahlenmäßig gleich der Geruchsstoffkonzentration.

Die Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration als sensorisches Meßverfahren weist naturgemäß, wie auch alle anderen Verfahren der Geruchsmessung, deutlich stärkere Streuungen auf als technische Meßverfahren, z.B. die der Gasanalyse.

Bei der Geruchsintensität geht es um eine direkte Beurteilung einer Luftprobe oder eines Gemisches im Labor oder im Feld anhand der Einordnung in die Intensitäts-Schlüsselskala, die folgende Stufen umfaßt:

- 0 - kein Geruch
- 1 - sehr schwach (Wahrnehmungsschwelle, Geruchsschwelle nach DIN EN 13725:2003)
- 2 - schwach (Erkennbarkeitsschwelle)
- 3 - deutlich
- 4 - stark
- 5 - sehr stark
- 6 - unerträglich (alles über 5)

Bei der emissionsseitigen Untersuchung von Abluftproben ist die VDI-Richtlinie 3882, Blatt 1 (1992), zu beachten. Hierbei wird ein Olfaktometer zur Herstellung der benötigten Gemische aus Probe und Reinluft benötigt; dann ist die Bestimmung der Geruchsintensität also ein olfaktometrisches Meßverfahren. Aber auch immissionsseitig kann die Geruchsintensität beurteilt werden; da hier die Umgebungsluft direkt beurteilt wird, ist keine Apparatur o.ä. erforderlich.

Unter der hedonischen Tönung wird die Einordnung eines Geruches auf einer Skala verstanden, die von "äußerst unangenehm" über "neutral" bis zu "äußerst angenehm" reicht. Die hedonische Tönung ist Gegenstand der VDI-Richtlinie 3882, Blatt 2 (1994). Da auch hier bei emissionsseitiger Messung verschiedene Verdünnungen mit dem Olfaktometer hergestellt werden müssen, zählt auch dieses Verfahren dann zu den olfaktometrischen Verfahren. Auch die hedonische Tönung kann immissionsseitig beurteilt werden; da dann die Umgebungsluft direkt beurteilt wird, ist keine Apparatur o.ä. erforderlich.

Die emissionseitige Ermittlung der hedonischen Tönung ist selten und die immissionsseitige Ermittlung nicht gebräuchlich, da die Immissionsschutzpolitik derzeit im Bereich der Geruchsimmissionen die Tatsache, daß Gerüche mit unangenehmer Beurteilung belästigender sind als gleich starke (gleich lang wahrnehmbare) mit angenehmer Beurteilung, nicht berücksichtigt. Neuere Untersuchungen belegen, daß angenehme Gerüche weniger belästigend sind als neutrale und unangenehme Gerüche. Eine entsprechende Berücksichtigung in der Geruchsimmissions-Richtlinie GIRL (LAI 2004) erfolgte erstmals in der Ausgabe 2004.

Unter der Feststellung der Geruchsart wird eine verbale Charakterisierung des vom Riechenden empfundenen Geruchs, wie z.B. ekelig, beißend, stechend, Ro-

senduft, KFZ-Verkehr, Hausbrand etc., verstanden. Ein Meßverfahren in dem Sinne, daß spezielle Apparaturen nötig wären, ist die Beurteilung der Geruchsart nicht, sie wird vielmehr direkt von der Testperson vorgenommen. Die Ermittlung der Geruchsart kann emissionsseitig ebenso wie immissionsseitig erfolgen und ist - geeignete Testpersonen vorausgesetzt - von großem Wert vor allem bei der Ermittlung der Geruchsemissionsquelle, insbesondere in den Fällen, in denen konkurrierende, aber unterscheidbare Emissionsquellen vorliegen. In Zukunft wird die Einordnung der Geruchsart wachsende Bedeutung erlangen, insbesondere da nur sie den geforderten Anlagenbezug herstellen kann.

3.3 Immissionsmessungen

Rasterbegehungen dienen zur Ermittlung des Geruchszeitanteils in dem zu prüfenden Beurteilungsgebiet. Der Geruchszeitanteil ist der Prozentsatz der Jahresstunden, während dessen ein gegebenes Immissionskriterium, z.B. die Geruchsschwelle (oft aber abweichend von der Definition der Geruchsschwelle nach VDI-Richtlinie 3881 verstanden als "eindeutig erkennbarer Geruch"), überschritten wird.

Die Durchführung von Rasterbegehungen ist in der VDI-Richtlinie 3940 (1993) festgelegt. Problematisch ist, daß in der Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL), LAI (2004), zwar grundsätzlich auf diese VDI-Richtlinie verwiesen wird, daß aber für einzelne Aspekte abweichende Werte und Vorgaben gelten. Die nachfolgenden Angaben und Hinweise beschreiben daher pragmatisch den derzeitigen Stand der Handhabung und stammen insoweit aus beiden Quellen; im Zweifelsfalle ist ein Studium beider Quellen anzuraten.

Der Name "Rasterbegehung" leitet sich daraus her, daß über das Beurteilungsgebiet ein Aufpunkttraster einer Rasterweite von vorzugsweise 250 m gelegt wird. Testpersonen werden möglichst gleichmäßig (Tageszeiten und Wochentage) über die Untersuchungszeit verteilt, die meist ein halbes Jahr beträgt, an die zu begehenden Aufpunkte geschickt, um so eine repräsentative, gebietsbezogene Aussage über die Belastung eines Gebietes mit Geruchsimmissionen machen zu können. Es sind normalerweise pro Aufpunkt und Jahr 26 Einzel-Begehungen durchzuführen.

Vorgeschrieben ist, daß sich die Testperson am Aufpunkt 10 Minuten aufzuhalten hat (Einzelbegehung). Während dieser 10 Minuten muß sie die Geruchseindrücke, die am Aufpunkt wahrzunehmen sind, festhalten.

Während die Erfassung der Art des Geruches unbedingt erforderlich ist, wird die Intensität nicht bei jeder Untersuchung mit zu protokollieren sein. Es ist aber sehr

sinnvoll, die Intensität mit zu protokollieren, da sie ein vertieftes Bild der jeweiligen Situation ergibt und Plausibilitätsauswertungen ermöglicht.

So läßt sich für jede Begehung ermitteln, welche Geruchsintensität und welche Geruchsart wie lange bzw. wie häufig während der Begehung aufgetreten ist. Diese Rohdaten stellen das Basismaterial für alle nachfolgenden Auswertungen dar.

Eine Einzelmessung (Einzelbegehung, also 10-minütiger Aufenthalt an einem Aufpunkt) wird gemäß GIRL als positiv ("Geruchsstunde") gewertet, wenn der Geruchszeitanteil mindestens 10% beträgt; nach VDI-Richtlinie 3940 ist diese Grenze offengelassen und vor der Untersuchung zweckdienlich festzulegen.

Die Durchführung von Fahnenbegehungen ist ebenfalls in der VDI-Richtlinie 3940 festgelegt. Fahnenbegehungen dienen dazu, die Reichweite der Geruchsemissionen einer Anlage in Bodennähe bei der jeweils herrschenden meteorologischen Situation (Windrichtung, Ausbreitungsklasse, Windgeschwindigkeit), also die Reichweite der "Geruchsfahne", zu ermitteln.

Eine Fahnenmessung besteht aus Messungen auf mindestens drei Schnittlinien quer zur aktuellen Windrichtung abwindseitig der zu untersuchenden Anlage. Pro Schnittlinie sind mindestens fünf Meßpunkte mit Testpersonen zu begehen. Die Messung (=Begehung) an jedem Meßpunkt dauert - wie die Begehung bei der Rastermessung - zehn Minuten. Da die mindestens fünf Messungen pro Schnittlinie gleichzeitig durchgeführt werden sollen, sind also auch mindestens fünf Testpersonen nötig.

Für Fahnenmessungen gilt, daß die Ergebnisse nicht unabhängig von der allgemeinen Umfeldbelastung betrachtet werden dürfen. Liegen im Umfeld der zu untersuchenden Anlage bereits andere Belastungen, auch durch KFZ-Verkehr etc. vor, so wird die Fahnenmessung entweder mangels Unterscheidbarkeit gar nicht anwendbar sein oder aber - infolge Überdeckung durch andere Gerüche - geringere Fahnenreichweiten ergeben, als dies im Falle eines praktisch unvorbelasteten Umfeldes der Fall gewesen wäre. Fahnenbegehungen in belasteten Gebieten sind daher sehr kritisch zu sehen.

Während Rasterbegehung und Fahnenbegehung stets mit ortsfremden Testpersonen erfolgen und eine möglichst objektive Erfassung zum Ziel haben, versucht die Belästigungserhebung, durch Befragung Ortsansässiger die aktuell tatsächlich vorhandene Belästigung direkt zu ermitteln. Solche Erhebungen werden in den VDI-Richtlinien 3883, Blatt 1 (1997) (Fragebogentechnik) und 3883, Blatt 2 (1993) (Wiederholte Kurzzeitbefragung) beschrieben.

Als Vorteil solcher Befragungen ist anzuführen, daß hier direkt die Belästigung im Vordergrund steht und nicht - wie bei der Rasterbegehung - nur ein Zeitanteil,

während dessen eine Immissionskonzentration überschritten wird. Erwiesen ist nämlich, daß die Belästigung nicht nur von diesem Zeitanteil, sondern auch von anderen Einflüssen maßgeblich beeinflußt wird.

Der Vorteil dieses Verfahrens ist aber auch einer seiner größten Nachteile: aus Gründen der Gleichbehandlung ist leider oft die Feststellung des Ausmaßes der aktuellen, unter den gegebenen Randbedingungen tatsächlich vorhandenen Belästigung der im Einzelfall betroffenen Anwohner immissionsschutzrechtlich gar nicht von Interesse, sondern es muß eine objektive Aussage gefunden werden.

Festzuhalten bleibt, daß die Befragungstechniken sicherlich für die gegebene Situation unter Beachtung aller Rahmenbedingungen die "wahrste" und zutreffendste Beschreibung der im konkreten Fall vorliegenden Belästigungssituation liefern. Für die derzeitige, mehr in Richtung auf die TA Luft-Philosophie abzielende Gesetzgebung spielt diese Methode jedoch im Moment leider kaum eine Rolle. In manchen Nachbarländern, z.B. den Niederlanden, stellt sich die Sachlage diesbezüglich übrigens genau gegensätzlich dar.

3.4 Probenahmetechnik

Bei sensorischen Messungen ist es prinzipiell zwar möglich, direkt vor Ort zu messen, aber dies ist in der Praxis ungebräuchlich, denn es kommt bei der Messung auf eine möglichst unbelastete Umgebung an, damit die Testpersonen nicht beeinflußt werden. Daher ist die Entnahme der zu untersuchenden Abluft in Probenahmebeuteln üblich. Die eigentliche Untersuchung erfolgt dann in geeigneter Umgebung (Geruchslabor o.ä.). Alle zur Probenahme verwendeten Teile, die mit der zu untersuchenden Luft in Kontakt kommen (Beutel, Schläuche), müssen aus geruchsneutralen Materialien gefertigt sein.

Grundsätzlich muß jede Probenahme den Ansprüchen der Logik genügen, definiert, standardisiert, sinnvoll und reproduzierbar sein. Dies gilt natürlich auch dort, wo emissionsseitig Proben genommen und auf Konzentrationen, seien es analytisch bestimmbar Stoffkonzentrationen oder die Geruchsstoffkonzentration, untersucht werden sollen.

Als Meßverfahren kommt vor allem die Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration in GE_E/m^3 zur Anwendung. Da aber für Zwecke der Ausbreitungsrechnung von Geruchsquellen wie auch ganz allgemein zum Zweck der Vergleichbarkeit der Gesamtemissionen von Anlagen die Konzentration allein keine Aussagekraft besitzt, sondern die Angabe der emittierten Fracht wesentlich ist, ist es erforderlich, die **emittierte Fracht**, z.B. in GE_E/s oder in MGE_E/h anzugeben.

Die nachfolgenden Hinweise zur Probenahme sind durchaus nicht geruchsspezifisch, sondern gelten für alle Gasmessungen.

Von großer Bedeutung für analytische wie für sensorische Messungen ist, welche Quellenart zu beproben ist. Abbildung 2 führt die verschiedenen relevanten Quellenkonstellationen auf.

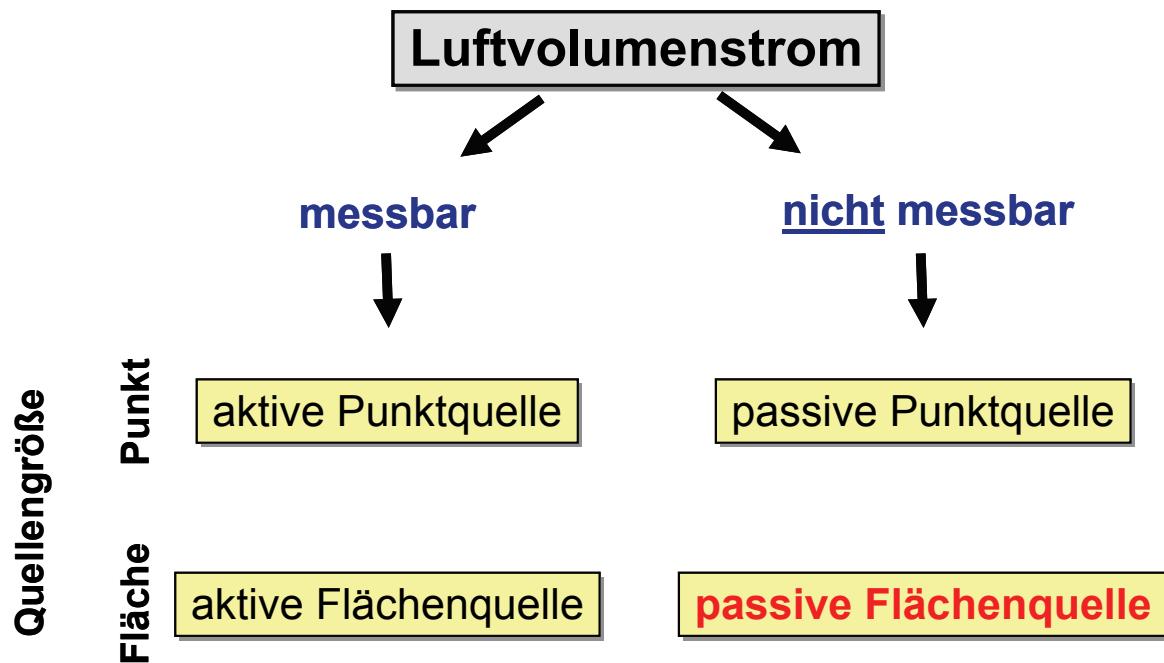


Abbildung 2: Mögliche Quellen-Konstellationen

Als wenig problematisch erweisen sich diejenigen Quellen, an denen ein definierter Abluftvolumenstrom vorhanden und meßbar ist ("aktive Quellen", oft auch als "geführte Quellen" bezeichnet), wie z.B. belüfteter Sandfang, Belebung mit Druckbelüftung oder Biofilter. Hier ist nur zu unterscheiden, ob eine Totalabdeckung möglich ist oder nicht. Eine Totalabdeckung eignet sich sehr gut für die Messung der Gesamtemission. Eine partielle Abdeckung an verschiedenen Stellen ist demgegenüber aufwendiger und ungenauer, erlaubt aber, z.B. beim Biofilter, Aussagen über die Gleichmäßigkeit der Durchströmung und somit die Qualität des Verfahrens im Detail.

Passive Punktquellen sind in aller Regel ohne Belang. Gleichwohl muß natürlich bei jeder entsprechenden Punktquelle eine zweckgerichtete Überprüfung erfolgen und ggf. die passive Punktquelle ebenso wie die passive Flächenquelle beprobt werden.

Am problematischsten sind passive Flächenquellen. Solche Quellen sind allerdings bei Abwasseranlagen in erheblichem Umfang anzutreffen, z.B. im Schlammbereich, wo Oberflächen vorhanden sind, über denen zwar eine Geruchsstoffkonzentration oder analytisch meßbare Stoffkonzentration ermittelt wer-

den kann, die aber keinen definierten Emissionsvolumenstrom aufweisen. In solchen Fällen ist ein Probenahmeprinzip einzusetzen, welches in Abbildung 3 erläutert wird.

Grundgedanke dieses Probenahmeprinzips ist, daß aus der Box, welche eine definierte Fläche der zu untersuchenden Oberfläche bedeckt, eine bekannte Menge an Luft abgesaugt wird, wobei gleichzeitig durch entsprechende Neutralluftzuführung dafür gesorgt wird, daß unbelastete Luft nachströmen kann. Dies führt dazu, daß der pro Zeiteinheit entnommene Volumenstrom bekannt ist.

Da der aus der Probenahmebox abgesaugte Volumenstrom in m^3/h sowie die Grundfläche der Box in m^2 bekannt sind, kann der flächenbezogene Probe-Volumenstrom in $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ermittelt werden. Durch olfaktometrische Untersuchung der gewonnenen Luftprobe und Feststellung der Geruchsstoffkonzentration in GE_E/m^3 ist zudem die Geruchsstoffkonzentration bekannt, welche dem ermittelten bezogenen Volumenstrom zugehörig ist.

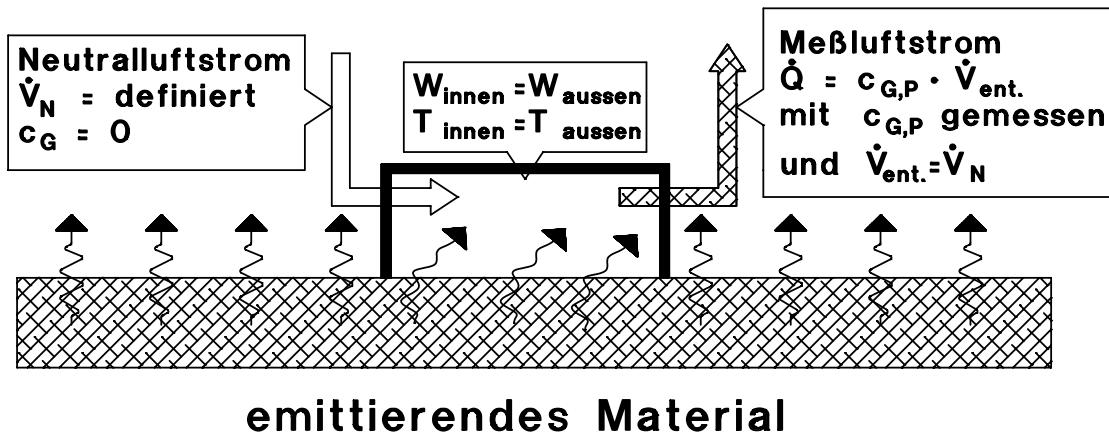


Abbildung 3: Probenahmeprinzip auf passiven Flächenquellen

Aus den so gewonnenen Größen läßt sich daher der emittierte bezogene Emissionsmassenstrom in $\text{GE}_E/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ bzw. durch Multiplikation mit der gesamten Oberfläche des jeweiligen Bauwerks der absolute Emissionsmassenstrom in GE_E/h ermitteln. Dasselbe gilt natürlich auch für analytische Messungen, bei denen Stoffkonzentrationen ermittelt werden; dann ergibt sich der absolute Emissionsmassenstrom zu mg/h o.ä..

Durch diese Vorgehensweise und Verwendung der entsprechenden Gerätschaften ist es also möglich, den emittierten Geruchsstoffstrom bzw. Stoffstrom zu erfassen. Beachtet werden muß, daß der für die Fläche bestimmte charakteristische Emissionsvolumenstrom wie auch die Emissionskonzentration bei solchen Quellen lediglich fiktive Größen sind.

Es sei an dieser Stelle nachdrücklich darauf hingewiesen, daß eine solche kontrollierte und standardisierte Probenahme erforderlich ist, weil ansonsten eine Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Messungen nicht möglich ist. Vergleichbar sind bei passiven Flächenquellen also nicht die Geruchsstoffkonzentrationen in GE_E/m^3 , sondern nur die bezogenen Emissionsmassenströme in $GE_E/(m^2 \cdot h)$.

4 Messung des Geruchsstoff-Emissionspotentials GEP

Verschiedene Faktoren üben einen Einfluß darauf aus, ob und wie sehr aus einer Flüssigkeit Geruchsstoffe emittiert werden. Dazu zählen z.B. die physikalischen und chemischen Randbedingungen (Turbulenz, Temperatur, Partialdrücke der Komponenten etc.).

Ob aber unter ansonsten identischen äußeren Randbedingungen mehr oder weniger Geruchsstoffe aus einer Flüssigkeit emittiert werden, wird maßgeblich davon bestimmt, wie viele Geruchsstoffe überhaupt in der Flüssigkeit enthalten sind.

Nicht alle Geruchsstoffe, die in einer Flüssigkeit enthalten sind, treten unter gegebenen konkreten Randbedingungen aus und gehen in die Gasphase über. Der Gesamtgehalt der in einer Flüssigkeit enthaltenen Geruchsstoffe als „**Geruchsstoff-Emissionspotential**“ GEP (englisch „odour emission capacity“ oec) bezeichnet. Eine Flüssigkeit mit einem großen GEP emittiert an einer gegebenen Stelle eines Abwassersystems (z.B. an einem Überfall) mehr Geruchsstoffe als eine andere Flüssigkeit mit einem geringeren GEP. Im Maximalfall werden alle Geruchsstoffe emittiert; dann ist die Emission so groß wie das GEP. Dieser Fall tritt allerdings in üblichen Abwassersystemen (Kanalisation und Kläranlage) nie auf. Auch ist an dieser Stelle der Vollständigkeit halber auf die Möglichkeit der Neubildung von Geruchsstoffen innerhalb von Abwassersystemen (Beispiel: anaerobe Vorgänge) wie auch auf die Möglichkeit des Geruchsstoffabbaus (z.B. in Belebtschlammssystemen) hinzuweisen.

Zur Messung des „Geruchsstoff-Emissionspotentiales“ (GEP) ist es erforderlich, die in der zu untersuchenden Flüssigkeit enthaltenen Geruchsstoffe weitestgehend auszublasen und dabei zu quantifizieren. Hierzu wird ein Versuchsreaktor wie in Abbildung 4 gezeigt verwendet. Das Verfahren wurde von KÖSTER (1996) und FRECHEN und KÖSTER (1998) vorgestellt.

Zur GEP-Messung werden 30 Liter der zu untersuchenden Flüssigkeit in den Versuchsreaktor eingefüllt. Nach Befüllen des Versuchsreaktors wird die Flüssigkeit über einen Membran-Teller-belüfter mit geruchsneutraler Luft belüftet. Eine wesentliche Kennzahl ist der auf die eingefüllte Flüssigkeitsmenge bezogene Luft-

durchsatz, der in Kubikmeter Luft pro Stunde und pro Kubikmeter Flüssigkeit angegeben wird.

Dieser sogenannte „Turbulenzgrad TG“ hat die Einheit h^{-1} . Übliche Turbulenzgrade liegen zwischen 30 h^{-1} und 100 h^{-1} . Dies entspricht bei dem Versuchsreaktor Luftdurchsatzleistungen von 900 l/h bis hin zu 3.000 l/h .

In geeigneten Zeitabständen werden Proben der Abluft des Versuchsreaktors genommen und olfaktometrisch untersucht, wobei sich eine mehr oder minder starke Abnahme der gemessenen Geruchsstoffkonzentrationen zeigt.

Zu beachten ist, daß natürlich die olfaktometrische Messung der Abluft des Versuchsreaktors nicht online erfolgen kann. Der Versuch wird durchgeführt, indem eine ausreichende Zeit lang belüftet wird und während der Belüftungsdauer zu geeigneten Zeiten Abluftproben genommen werden, die anschließend untersucht werden. Hierbei ist die Erfahrung des Versuchsleiters wichtig. Gegebenenfalls müssen Vorversuche durchgeführt werden, um einen Anhaltspunkt für die erforderliche Belüftungsdauer und Beprobungsfrequenz zu erhalten.

Um den Verlauf der Geruchsstoffkonzentration im Abgas des Versuchsreaktors ausreichend beschreiben zu können, sind mehrere Proben, beginnend unmittelbar nach dem Einschalten der Belüftung, zu gewinnen und auf ihre Geruchsstoffkonzentration zu untersuchen. Das Ergebnis zeigt Abbildung 5.

Das GEP wird wiedergegeben durch das Integral der Fläche unterhalb der in Abbildung 5 eingetragenen Meßkurve und über der unteren Grenze von $100 \text{ GE}_E/\text{m}^3$, die dazu dient, den Eigengeruch des Systems, insbesondere des Membranbelüfters, unberücksichtigt zu lassen. Die vollständige Einheitenbezeichnung ist $\text{GE}_E/\text{m}^3_{\text{Flüssigkeit}}$. Sinkt die Meßkurve nicht unter $100 \text{ GE}_E/\text{m}^3_{\text{Luft}}$ ab, so muß das Meßergebnis extrapoliert werden auf der Basis der beiden letzten Werte.

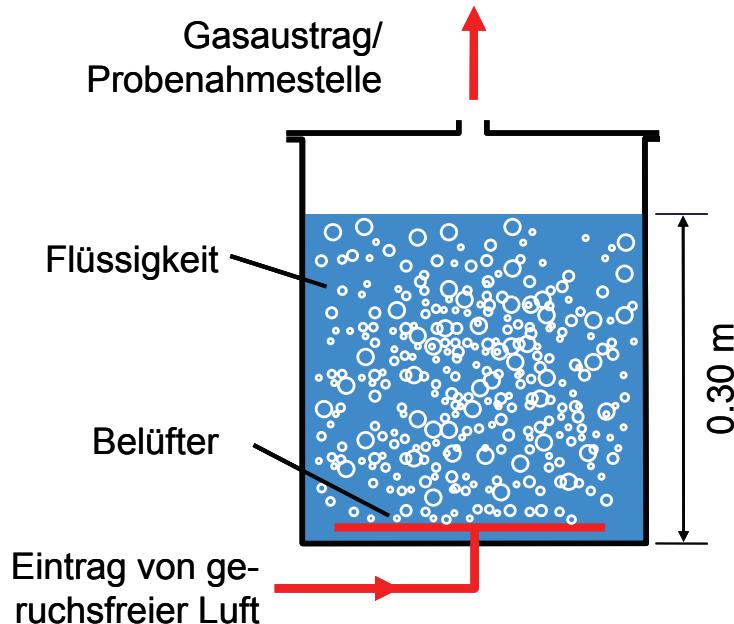


Abbildung 4: GEP-Versuchsreaktor

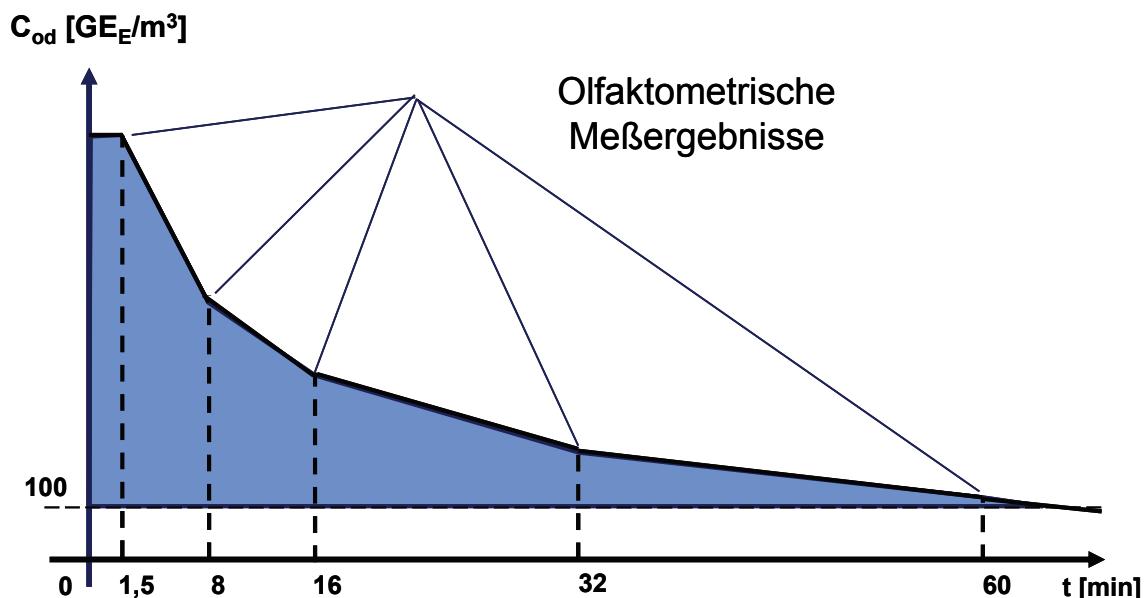


Abbildung 5: Versuchsablauf einer GEP-Messung

Anzumerken ist, daß das Emissionspotential anderer Stoffe natürlich nach derselben Systematik wie vorstehend beschrieben ermittelt werden kann.

Mit Hilfe der GEP-Messung können verschiedene Flüssigkeiten bezüglich ihrer Neigung zur Emission von Geruchsstoffen verglichen werden. Zudem können so präzise diejenigen Teilströme mit übermäßigiger Geruchsstoffbeladung identifiziert werden, so daß Maßnahmen gezielt ansetzen können.

Diese Messungen erlauben auch eine direkte Antwort auf die Frage nach den Möglichkeiten einer eventuellen Behandlung durch Zugabe von Stoffen in die Kanalisation. In dieser Funktion war die GEP-Meßmethodik der Kern und Schlüssel für die Arbeiten im Projekt Köln, siehe FREY (2005), da nur durch die GEP-Meßmethodik ein schneller, objektiver Nachweis über die Wirksamkeit der Zugabe von Stoffen in die Kanalisation möglich ist. Andere Verfahren existieren derzeit nicht.

Das H₂S-Emissionspotential in mgH₂S/m³_{Flüssigkeit} sollte bei unproblematischem Abwasser nicht bestimmbar sein, was bei der Empfindlichkeit der verwendeten H₂S-Meßmethode ein H₂S-Emissionspotential von deutlich unter 0,01 mgH₂S/m³ Flüssigkeit bedeutet.

5 Rechtsvorschriften im Zusammenhang mit Gerüchen

Die Fragen der Bewertung von Gerüchen bewegten die Gemüter bereits zu Beginn der Ära der Umweltschutzgesetzgebung. So findet sich in der nordrhein-westfälischen „Raffinerie-Richtlinie“ bereits Anfang der 70er Jahre der Hinweis auf die mögliche Beeinträchtigung durch Gerüche, und es werden Kriterien zu deren Beurteilung gegeben.

Bereits seit der ersten Fassung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes aus dem Jahre 1974 werden auch Geruchsstoffe als Luftverunreinigungen definiert, die zu den schädlichen Umwelteinwirkungen zu zählen sind, sofern sie erhebliche Belästigungen darstellen. Bereits mit diesen grundlegenden Feststellungen und Definitionen ergab sich die Notwendigkeit, die Grenze zwischen der - noch zu tolerierenden - Belästigung und der - nicht mehr zu tolerierenden - erheblichen Belästigung zu ziehen. Im Gegensatz zu anderen Sachverhalten des Immissionsschutzrechtes bereitet dies besondere Schwierigkeiten, nicht zuletzt wegen der Schwierigkeiten der Objektivierbarkeit von Belästigungen und wegen der Probleme im Zusammenhang mit der korrekten Messung solcher Phänomene.

Die in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) hierzu getroffenen Aussagen sind außerordentlich allgemein gehalten und betreffen nur den Emissionsbereich im Sinne einer Einhaltung von Emissionsgrenzwerten bzw. Erreichung von Mindest-Wirkungsgraden in Abluftreinigungsanlagen. Die Immissionsseite wird explizit ausgeklammert.

Diese wird abgedeckt durch die Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL) (LAI 2004), deren erste Textfassung bereits Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre den Fachkreisen vorgestellt wurde und die im Länderausschuß Immissionen (LAI) im Mai 1998 und letztmalig im September 2004 behandelt und zur Anwendung empfohlen wurde. Da es sich bei dieser Richtlinie heute um die wesentliche Richtlinie im Zusammenhang mit der Beurteilung von Geruchsimmissionen handelt und da diese Richtlinie in der Bundesrepublik weitgehend eingeführt ist, seien hier die wesentlichen Punkte der Richtlinie kurz aufgeführt:

- ➲ Die Immissions-Gesamtbelastung IG als Summe aus der Kenngröße der vorhandenen Vorbelastung IV und der Kenngröße der zu erwartenden Zusatzbelastung IZ muß die gegebenen Immissionswerte IW einhalten. Eine erhebliche Belästigung und somit schädliche Umwelteinwirkung liegt in der Regel vor, wenn die Gesamtbelastung IG die folgenden Immissionswerte IW überschreitet:
 - Wohn-/Mischgebiete 0,10 10%
 - Gewerbe-/Industriegebiete 0,15 15%

- ⌚ Grundsätzlich ist also die Ermittlung der Vorbelastung, Rasterweite 250 m, Dauer $\frac{1}{2}$ Jahr, in Sonderfällen $\frac{1}{4}$ Jahr, mit Hilfe der Rasterbegehung notwendig. Die Rasterbegehung wird in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 3940 unter Beachtung weiterer Hinweise durchgeführt. Eine Geruchsstunde liegt vor, wenn der Geruchszeitanteil der **relevanten** Gerüche (s.u.) mindestens 10% beträgt.
- ⌚ Im Falle einer zu erweiternden **und** umzugestaltenden Anlage besteht das Problem, daß bei der Vorbelastungsermittlung die bestehende Anlage mit erfaßt, diese Anlage in ihrer bestehenden Form aber ja in Zukunft nicht mehr vorhanden sein wird, sondern komplett über die Prognose der Zusatzbelastung erfaßt werden muß. In solchen Fällen erfolgt also eine Schlechterstellung der Anlage, wenn nicht durch geeignete Maßnahmen dieser Effekt vermieden werden kann. Dies kann z.B. dadurch geschehen, daß die aus der bestehenden Anlage stammenden Gerüche, soweit möglich, separat erfaßt (Geruchsart!) werden und bei der Berechnung der Vorbelastung unberücksichtigt bleiben, wie dies auch für die Gerüche aus KFZ-Verkehr, Hausbrand, Vegetation, landwirtschaftlichen Düngemaßnahmen und ähnlichem (siehe unten) vorgeschrieben ist.
- ⌚ Ausdrücklicher als bei den vorangegangenen Textentwürfen wird nun auf die Art der bei der Rasterbegehung zu berücksichtigenden Gerüche hingewiesen: "Es ist unbedingt darauf zu achten, daß nur deutlich wahrnehmbare Geruchsimmissionen registriert werden dürfen, d.h. solche Geruchsimmissionen, die mit hinreichender Sicherheit und zweifelsfrei ihrer Herkunft nach aus **Anlagen** oder Anlagengruppen erkennbar und damit abgrenzbar sind gegenüber Gerüchen aus dem **Kraftfahrzeugverkehr**, dem **Hausbrandbereich**, der **Vegetation**, landwirtschaftlichen **Düngemaßnahmen** oder ähnlichem".
- ⌚ Es werden nicht einzelne Aufpunktswerte betrachtet (Isolinien-Betrachtung), sondern die Beurteilungsflächen mit einer Kantenlänge von 250 m gebildet und die Flächenwerte herangezogen. Der Mittelwert einer Beurteilungsfläche für die Vorbelastung wird als Mittelwert der vier Eckpunkt-Werte aus der Rasterbegehung, erhöht um einen vom Begehungsumfang und von der Gebietsnutzung abhängigen Faktor, errechnet. Der Mittelwert einer Beurteilungsfläche für die Zusatzbelastung wird als Mittelwert aus neun im Wege der Ausbreitungsrechnung errechneten Aufpunkt-Werten gebildet. Die Ausbreitungsrechnung hat also mit einer Rasterweite von 125 m zu erfolgen.
- ⌚ Sofern das Vorhandensein anderer geruchsemittierender **Anlagen** auszuschließen ist, ist die Vorbelastung mit Null anzusetzen.
- ⌚ Die Richtlinie schreibt vor, daß als Konzentrationsgrenzwert bei der Ermittlung der Zusatzbelastung durch Ausbreitungsrechnung die Geruchsstoffkonzentration von $1 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ anzusetzen ist.

- ⌚ Zu beachten ist, daß weitere Kriterien zu berücksichtigen sind. So muß es sich bei dem beeinträchtigten Gebiet um ein Gebiet handeln, das nicht nur zum vorübergehenden Aufenthalt von Menschen bestimmt ist. Verschiedene weitere Aspekte wie das Gebot zur gegenseitigen Rücksichtnahme, außergewöhnliche Verhältnisse hinsichtlich Art (Ekel und Übelkeit auslösende Gerüche), Hedonik und Intensität der Geruchseinwirkungen, sonstige besondere Verhältnisse sowie vereinbarte oder angeordnete Nutzungsbeschränkungen sind letzten Endes bei der Entscheidung darüber, ob eine unzulässige Beeinträchtigung vorliegt oder nicht, wertend zu berücksichtigen und stellen den - gerade im Bereich von Geruchsimmissionen mit den hier naturgemäß sehr großen Schwankungen bei der Aussagesicherheit - unbedingt notwendigen **Ermessensspielraum bei der Beurteilung** dar.

Eine Sonderstellung nimmt der in Nordrhein-Westfalen für die Belange der Bauleitplanung gültige, sogenannte „Abstandserlaß“ (1998) ein. In ihm sind Mindestabstände festgelegt, die im Zuge der Bauleitplanung zwischen Wohngebieten und einer Vielzahl verschiedener emittierender Anlagen einzuhalten sind. Hier sind auch Kläranlagen genannt. Die Sonderstellung dieses Erlasses ergibt sich daraus, daß dieser Erlaß nur für die Bauleitplanung als verbindlich anzusehen ist. Im übrigen kann der Träger der Planungshoheit durchaus auch von den dort genannten Abständen abweichen.

6 Literatur

DIN EN 17325:2003 (2003):

Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie

VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1a

Juli 2003

FRECHEN, F.-B.; KÖSTER, W. (1998)

Odour Emission Capacity of Wastewaters - Standardization of Measurement Method and Application

Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, pp. 61-69, 1998, IAWQ, Elsevier Science Ltd., Oxford, Great Britain

FREY, M. (2005)

Minderung von Geruchsemissionen am Beispiel des Projektes Kanal Köln/Mönchengladbach

10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium,
Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT des Fachgebietes
Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 27, 2005,
ISBN 3-89958-161-X

KÖSTER, W. (1996)

Die Bedeutung von Geruchsemissionen und Geruchsimmisionen für die Planung und den Betrieb von Abwasser- und Abfallentsorgungsanlagen
Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 154, Aachen, 1996

LAI (2004)

Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmisionen – Geruchsimmisions-Richtlinie – GIRL
i.d.F. vom 21. September 2004, Länderausschuß für Immissionsschutz mit Begründung und Auslegungshinweisen i.d.F. vom 21. September 2004

VDI 3881 (1986)

Olfaktometrie – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration
VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft
Blatt 1, Mai 1986; Blatt 2, Februar 1987; Blatt 3, November 1986; Blatt 4, Entwurf Dezember 1989

VDI 3882, Blatt 1 (1992)

Olfaktometrie – Bestimmung der Geruchsintensität
VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft
Oktober 1992

VDI 3882, Blatt 2 (1994)

Olfaktometrie – Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung
VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft
September 1994

VDI 3883, Blatt 1 (1997)

Wirkung und Bewertung von Gerüchen – Psychometrische Erfassung von Geruchsbelästigungen – Fragebogentechnik
VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft
Juli 1997

VDI 3883, Blatt 2 (1993)

Wirkung und Bewertung von Gerüchen – Ermittlung von Belästigungsparametern durch Befragungen – Wiederholte Kurzzeitbefragung von ortsansässigen Probanden
VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft
März 1993

VDI 3940 (1993)

Bestimmung der Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen
VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft
Oktober 1993

Autor:

Prof. Dr.-Ing. Franz-Bernd Frechen
Universität Kassel
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel
Telefon: 0561/804-2795; Telefax: 0561/804-3642
E-Mail: frechen@uni-kassel.de

Minderung von Geruchsemissionen am Beispiel des Projektes Kanal Köln/Mönchengladbach

Michaela Frey, Universität Kassel

1 Einführung

Insbesondere in den Sommermonaten nehmen in den letzten Jahren, besonders in flachen und/oder langen Kanalsystemen, Geruchsemissionen zu. Besonders betroffen sind hierbei nicht nur große Kommunen. In allen deutschen Großstädten kommt es verstärkt zur Emittierung von Geruchsstoffen, die infolge der sinkenden Toleranzbereitschaft in der Bevölkerung zu steigenden Beschwerden von Bürgern zu Geruchsbelästigungen aus Abwasseranlagen führen.

Das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen förderte daher das Forschungsvorhaben „Beeinflussung von Gewässern und Abwasserreinigung durch die Zugabe von Stoffen in Freispiegelkanälen zur Geruchsminimierung“ zur Erstellung einer Entscheidungshilfe für eine systematische Maßnahmenwahl zur Minderung von Geruchsemissionen aus der Kanalisation unter Berücksichtigung von Gewässerbelastungen. Dieses Forschungsvorhaben wurde als Projektgemeinschaft bestehend aus der Fachhochschule Köln, den Stadtentwässerungsbetrieben Köln, AöR sowie der Universität Kassel durchgeführt.

Das Projekt befasste sich mit einem grundlagen- und einen verfahrensorientierten Arbeitsbereich. Der grundlagenorientierte Arbeitsbereich gibt Antworten zu Fragen der Geruchsstoffentstehung sowie verschiedenen beeinflussenden Faktoren. Einzelheiten und Ergebnisse sind dem Forschungsbericht zu entnehmen (MUNLV NRW, 2005). Der Arbeitsbereich „Verfahren der Geruchsminderung“ befasst sich mit der Dosierung geruchsreduzierender bzw. –vermeidender Substanzen in den Abwasserstrom.

Zur Behandlung der Geruchsemissionen in Kanalisationen stehen dem Betreiber zahlreiche Bekämpfungsmaßnahmen zur Verfügung. So werden z.B. zur Geruchsminderung Stoffe in den Abwasserstrom zugegeben. Der Zusammenhang zwischen Dosiermenge und Dosiererfolg der eingesetzten Mittel war bisher unzureichend bekannt, so dass „sicherheitshalber“ nach dem Motto – „viel hilft viel“ – überdosiert wird. Eine Überdosierung ist sowohl bei Zeiten knapper Kassen aus

wirtschaftlichen Gründen als auch aus Gründen einer möglichen negativen Beeinflussung der Kläranlage und der Vorflutgewässer von den Betreibern von Abwasseranlagen auf Dauer nicht tragbar.

Im Rahmen des obig genannten Forschungsvorhabens wurde daher zur Geruchsstoffmessung die Methode der „Geruchsstoff-Emissions-Potentialmessung“ (GEP-Messung) nach Frechen und Köster (1998) erstmals mit dem Ziel angewendet, die Effizienz der Zugabe von Chemikalien hinsichtlich einer Verbesserung der Abwassereigenschaften in Bezug auf die enthaltenen Geruchsstoffe objektiv nachzuweisen.

Über die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens im Arbeitsbereich „Verfahren der Geruchsminderung“ erzielten Ergebnisse aus den Geruchsuntersuchungen wird im Folgenden berichtet. Anhand von Praxisbeispielen werden Minderungskonzepte aufgezeigt und drei in ihrer Wirkungsweise unterschiedliche Substanzen in ihrer Effizienz zur Geruchsminimierung bewertet.

Die Ergebnisse zu den Auswirkungen der untersuchten Substanzen auf Kläranlage und Gewässer werden in diesem Manuskript nicht diskutiert (s. hierzu MUNLV NRW, 2005; Feldhaus et al., 2005).

Die folgenden Ausführungen sind aus MUNLV NRW (2005) sowie Feldhaus et al. (2005) entnommen und ergänzt.

2 Entstehung von Gerüchen

Durch Abwasser bedingte Geruchsprobleme können von diversen Bauwerken der Kanalnetze ausgehen. Geruchsstoffe sind entweder bereits in dem der Kanalisierung zugeführten Abwasser enthalten oder entstehen im Abwassersystem. Bei der Herkunft wird zwischen primären und sekundären Osmogenen unterschieden (s. Abbildung 2.1).



Abbildung 2.1:
Herkunft von Geruchsstoffen
(Frey, 2002)

Im Allgemeinen führen die anaerob gebildeten sekundären Osmogene zu Geruchsproblemen. Als Leitparameter wird der Schwefelwasserstoff bislang auf Grund seines als sehr unangenehm empfundenen Geruchs sowie aufgrund seiner toxischen Wirkung und gravierenden Folgeprobleme hinsichtlich Arbeitssicherheit und Korrosion herangezogen. Der Parameter dient zur Beurteilung z.B. der Intensität von Geruch, unabhängig davon, ob weitere Geruchsstoffe daran beteiligt sind oder nicht.

3 Maßnahmen zur Minderung von Geruch

Gemäß den Vorgaben der Landesbauordnungen, kommunalen Einleitungsbedingungen und technischer Regelwerke (DWA-M115, DIN EN 752-2 u. -3) sind Planung, Bau und Betrieb von Entwässerungssystemen unter der Prämisse der Vermeidung von unzumutbaren Belästigungen vorzunehmen. Dies bedingt, dass die Ursachen, die zu anaeroben Milieuverhältnissen in Entwässerungssystemen und damit zur Bildung von Geruchsstoffen bzw. Geruchsemissionen führen, zu verhindern sind. Hinweise zu bereits bei der Planung zu berücksichtigende bauliche oder betriebliche Geruchsvermeidungsmaßnahmen gibt das Merkblatt ATV-DVWK M 154 (ATV-DVWK, 2003).

Zunehmend werden an bereits seit vielen Jahren bestehenden Entwässerungssystemen Geruchsbelästigungen registriert. Eine Umgestaltung der räumlichen Randbedingungen, Geländeneigung und des Kanalgefälles oder auch die bauwerksbedingte Turbulenz sind mit einem sehr hohen Kostenaufwand verbunden und demnach kaum beeinflussbar (Frechen, 2004). So werden Maßnahmen wie

z.B. die Zugabe von Chemikalien eingesetzt, die infolge bereits eingegangener Geruchsbeschwerden, und damit bereits vorhandener Geruchsprobleme, greifen.

Oft gelangen Geruchsstoffe über gewerbliche oder industrielle Abwassereinleitungen in die Kanalisation. Hier ist dringend eine Vorbehandlung vorzusehen. In diesem Zusammenhang kommen den Einleitungsbedingungen bzw. den Entwässerungssatzungen eine besondere Bedeutung zu. Dieser Bereich war jedoch nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens.

Lassen sich Geruchsprobleme nicht sicher durch zuvor genannte vorbeugende Maßnahmen verhindern oder ausreichend vermindern, stehen dem Betreiber eine Vielzahl von Verfahren zur Symptombekämpfung zur Verfügung. Abbildung 3.1 zeigt übliche Maßnahmen zur Behandlung des Abwassers.

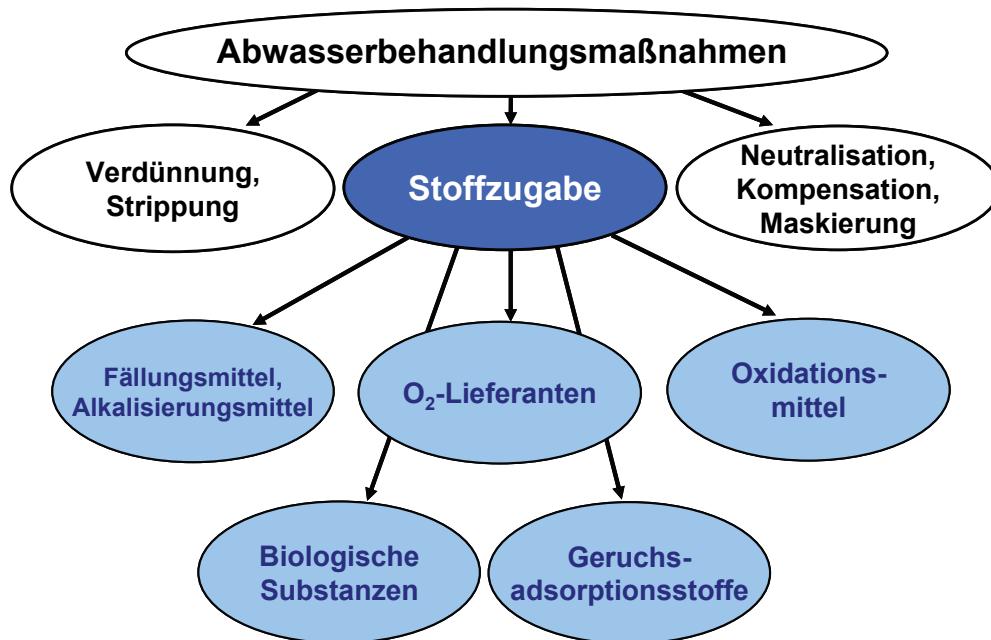


Abbildung 3.1: Übliche Symptombekämpfungsmaßnahmen

Die Untersuchungen im Forschungsvorhaben beschränken sich auf Maßnahmen zur Minderung von Geruchsemissionen durch Stoffzugaben in den Abwasserstrom.

Im Folgenden werden aus dem Forschungsvorhaben Köln/Mönchengladbach die Ergebnisse der Geruchsuntersuchungen aus der Bewertung einer Zugabe von „Nitratverbindungen“ und „Eisenfällmittel“ zur Geruchsminderung am Beispiel „Köln“ dargestellt. Die Bewertung einer Wasserstoffperoxiddosierung zur Geruchsminderung zeigt Kapitel 5 am Beispiel „Mönchengladbach“.

4 Praxisbeispiel Köln

4.1 Allgemeine Hinweise

Die Stadtentwässerungsbetriebe (StEB) Köln, AöR betreiben ein Kanalnetz von rd. 2280 km Länge. Seit Anfang 1990 verstärken sich die Geruchsprobleme im Norden der Großstadt. Gründe hierfür liegen insbesondere in der flachen Topographie und den damit einhergehenden langen Fließzeiten von bis zu 14 Stunden, wodurch es immer wieder zu Anaerobieproblemen und damit verbunden während der Sommermonate zu verstärkten Geruchsproblemen aus der Kanalisation kommt. 1997 kristallisierte sich eine Dosierstrategie heraus, die seitdem an sieben Stellen des linksrheinischen Kanalnetzgebietes während der warmen Jahreszeit erfolgreich angewendet wird (Feldhaus et al., 2005).

Der mit dieser Vorgehensweise verbundene erhebliche Aufwand führte im Vorlauf des hiermit vorgestellten Projektes zu einer Bewertung der auf dem Markt angebotenen Geruchsvermeidungsstrategien zur Behandlung des Abwasserstromes in Kanalisationen. Zwei insbesondere unter den Aspekten Arbeitsschutz, Umwelteffekte, Wirkung und Effizienz bewerteten gebräuchliche, in ihrer Wirkungsweise grundsätzlich unterschiedliche Varianten sollten im Rahmen des Forschungsvorhabens an einer ausgewählten Kanalstrecke unter vergleichbaren Bedingungen getestet werden.

4.2 Minderungskonzept

Eine Geruchsminimierung soll in Köln durch Behandlung des Abwasserstromes erfolgen. Tabelle 4.1 enthält eine Bewertung üblicher Maßnahmen zur Identifizierung der auf die Erfordernisse von Köln abgestimmten aussichtsreichsten Varianten.

Biologische Verfahren oder die Zugabe von Geruchsadsorptionsstoffen stellen nach derzeitigem Kenntnisstand und Praxiserfahrungen den Stand der Wissenschaft dar und stehen hinsichtlich ihrer bisher nicht hinreichend geklärten Wirkmechanismen in der Fachwelt zur Diskussion. Maßnahmen dieser Kategorie wurden im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nicht berücksichtigt.

Tabelle 4.1: Verfahrensspezifische Ausschlusskriterien für die Umsetzung geruchsminimierender Maßnahmen am Beispiel des Kanalnetz der Großstadt Köln (MUNLV NRW, 2005)

Maßnahme	Ausschlusskriterium für die Anwendung
Alkalisierungsmittel	- keine Verhinderung, sondern Unterdrückung der H ₂ S-Ausgasung
Oxidationsmittel	
Wasserstoffperoxid	- ätzende Eigenschaften, Beachtung gesetzlicher Vorschriften beim Umgang mit der Chemikalie - Platzbedarf für die Dosierung am Entstehungsort
Ozon	- ggf. Bildung adsorbierbarer organischer Halogenverbindungen - hohe Ansprüche hinsichtlich der Geräteanforderungen und Sicherheitsvorschriften - hohe Kosten
Belüftung mit Luft- oder Reinsauerstoff	- hoher Platzbedarf für die Lagerung der Druckbehälter bzw. Kompressoren - ggf. Behandlung im Nebenstrom erforderlich - Wassertiefe > 30 cm erforderlich

Für das Untersuchungsgebiet Köln als geeignet eingestuft wurden zwei unterschiedlich wirkende Substanzen: Nitratlösung und Eisenfällmittel.

Die vor der Dosierstelle am Messpunkt 1 während des gesamten Untersuchungszeitraumes durchgeführten Messungen dokumentieren die Belastung zu Beginn der Kanalteststrecke.

Bei der Kanalteststrecke handelt es sich um einen ca. 3,4 km langen schmutzwassergeführten Freispiegelkanal (2Qt-Kanal) im rechtsrheinischen Gebiet von Köln. Das Einzugsgebiet umfasst eine Größe von 8,77 km². Das der Kanalteststrecke zufließende Schmutzwasser ist häuslich sowie gewerblich und industriell geprägt. Die Kanalteststrecke mit den wesentlichen Messpunkten ist in der Abbildung 4.1 skizziert.

Die Dosierung der zu untersuchenden Substanzen erfolgte am Messpunkt 1.

Die von den Lieferanten der Dosierchemikalien bezogen auf die Belastungen der Kanalteststrecke in Köln jeweils als optimal definierte Dosiermenge wurde als 100%-Dosierstrom bezeichnet. Diese und davon abweichende Dosiermengen wurden systematisch untersucht.

Das Untersuchungsprogramm an der Kanalteststrecke fand in den Monaten Mai bis November 2004 statt.

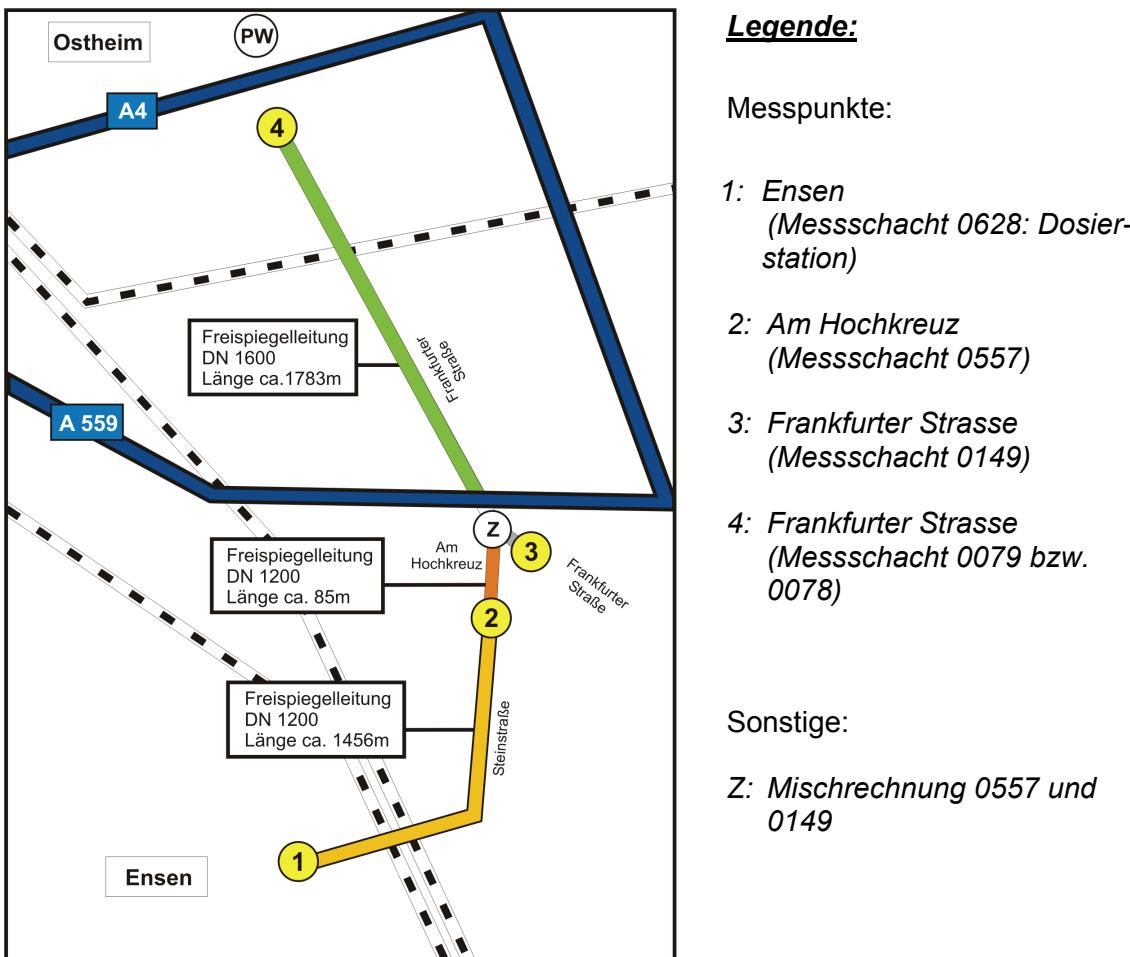


Abbildung 4.1: Messpunkte an der Kanalteststrecke in Köln

4.3 Messkonzept für die Geruchsuntersuchungen

In dem Forschungsvorhaben ging es um die Beantwortung der Frage, ob durch die Zugabe von Chemikalien eine objektive Verbesserung der Abwassereigenschaften in Bezug auf die enthaltenen Geruchsstoffe eintritt oder nicht. Diese Frage hat mit dem Abwasser selbst zu tun, nicht mit der Luft oberhalb des Abwassers.

Eine Charakterisierung von Flüssigkeiten hinsichtlich ihrer Geruchsrelevanz ist derzeit nur nach der Methode der „Geruchsstoff-Emissions-Potentialmessung“ (GEP-Messung) nach Frechen und Köster (1998) möglich. Neben GEP-Messungen wurde mittels Olfaktometrie (DIN EN 13725, 2003; VDI 3881, 1989), gasanalytischen Messverfahren und handelsüblicher Online-Messtechnik die Geruchsstoffkonzentration in der Kanalluft, die Schwefelwasserstoffkonzentration sowie weitere analytisch messbare Parameter erfasst.

Legende:

Messpunkte:

- 1: *Ensen*
(Messschacht 0628: Dosierstation)
- 2: *Am Hochkreuz*
(Messschacht 0557)
- 3: *Frankfurter Straße*
(Messschacht 0149)
- 4: *Frankfurter Straße*
(Messschacht 0079 bzw. 0078)

Sonstige:

Z: *Mischrechnung 0557 und 0149*

Nähere Hinweise zu den genannten Messmethoden gibt Frechen (2005).

4.4 Geruchsbelastungssituation – Kanalteststrecke Köln

Die in der Kanalluft festgestellte Schwefelwasserstoffkonzentration betrug bezogen auf das 85-Percentil (Unterschreitungshäufigkeit) über die gesamte Untersuchungsphase 1,3 ppm H₂S. Eine H₂S-Konzentration von über 10 ppm (MAK-Wert) konnte lediglich in zwei von insgesamt acht untersuchten Dosierphasen festgestellt werden. In den übrigen Dosierphasen wurden Maximalwerte von 0,8 ppm bis 5,6 ppm H₂S gemessen. In dem gesamten Untersuchungszeitraum konnten nur geringe H₂S-Konzentrationen festgestellt werden.

Im Abwasser lag die Sulfidkonzentrationen im Mittel bei 1 mg S²⁻/l. Der 85-Percentil (Unterschreitungshäufigkeit) wurde in Höhe von 1,6 mg S²⁻/l mit einem Maximalwert von 3,4 mg S²⁻/l ermittelt.

Die GEP-Werte des Abwassers lagen im Mittel bei 195.400 GE_E/m³_{Abwasser} mit einem 85-Percentil (Unterschreitungshäufigkeit) von 637.700 GE_E/m³_{Abwasser}. Oberhalb einer Abwassertemperatur von 17 °C zeigte sich ein signifikanter Anstieg der GEP-Werte. Das maximal ermittelte GEP lag beim Behandlungspunkt bei 1.060.000 GE_E/m³_{Abwasser}.

Die Ergebnisse aus den an der Kanalteststrecke in Köln durchgeführten Abwasser- und Geruchsuntersuchungen zeigen deutlich, dass die vorherrschenden Geruchsbelastungen nicht auf ein alleiniges Sulfidproblem zurückzuführen sind.

Es zeigte sich somit deutlich, dass auch wenn es kein Sulfid-/H₂S-Problem vorliegt, so kann es trotzdem ein – durch andere Geruchsstoffe verursachtes – Geruchsproblem geben.

Als Bewertungsmaßstab dient das GEP.

4.5 Effizienz der untersuchten Dosierstoffe und Dosierstrategien

Basierend auf dem zuvor Erläuterten, dient als Bewertungsmaßstab für die Effizienz der untersuchten Substanzen, das GEP. Unter geruchsbegünstigenden Randbedingungen (z.B. Ausstrippeffekte verursacht durch Turbulenzen in der Kanalisation) können üblicherweise ab einem Schwellenwert in Höhe von etwa 50.000 GE_E/m³_{Abwasser} Geruchsbelästigungen auftreten.

Die geruchsreduzierende Wirkung durch die Zugabe von Nitrat basiert auf die Zugabe des im Nitrat gebundenen Sauerstoffs, wodurch im Abwasser, in der Sielhaut und in den Ablagerungen ein stabiles anoxisches Milieu etabliert wird. Anaerobe

Bakterien werden von anoxischen Bakterien verdrängt, so dass die geruchsbildenden Umsetzungsprozesse, wie z.B. die Desulfurikation und Desulfuration, nicht stattfinden können.

Die Zugabe von Eisen(II)Chlorid bewirkt durch das Eisen(II) eine Fällung des im Abwasser enthaltenen Sulfids (S^{2-}), so dass die Bildung des Geruchsstoffs H_2S verhindert wird. Organische Schwefelverbindungen bleiben hierbei weitestgehend unberührt.

Maßgebend für die Bewertung der Substanzen war an der Kanalteststrecke die Reduktion der Geruchsbelastung am Messpunkt 4.

Die Dosierung des Eisenfällmittels beruht auf einem voreingestellten Zeitraster mit einem täglichen maximalen Dosierstrom zwischen 07.00 Uhr und 23.00 Uhr und einem minimalem Dosierstrom von 03.00 Uhr bis 07.00 Uhr. Pro Tag wurden in der 100%-Dosierphase 496 Liter Eisen(II)Chlorid-Lösung in den Abwasserstrom zugegeben.

Die Nitratdosierung erfolgte in Abhängigkeit von den Parametern Durchfluss, Abwassertemperatur und Schwefelwasserstoffkonzentration in der Kanalatmosphäre. In der 100%-Dosierphase betrug der tägliche Dosierstrom 426 Liter.

Eine Dosierung der untersuchten Dosiermittel vor dem Kaskadenbauwerk zeigte hinsichtlich einer optimierten Vermischung der zugegebenen Stoffe mit dem Abwasserstrom keine begünstigende Wirkung im Vergleich zu einer Dosierung unterhalb des Kaskadenbauwerks. Auf eine Darstellung dieser Ergebnisse wird daher verzichtet.

Abbildung 4.2 zeigt gewählte Ergebnisse zu den Dosierphasen in Form von geometrische Mittelwerten der festgestellten GEP-Werte sowie die online festgestellten H_2S -Konzentrationen in der Kanalatmosphäre als 85-Perzentile (Unterschreitungshäufigkeit).

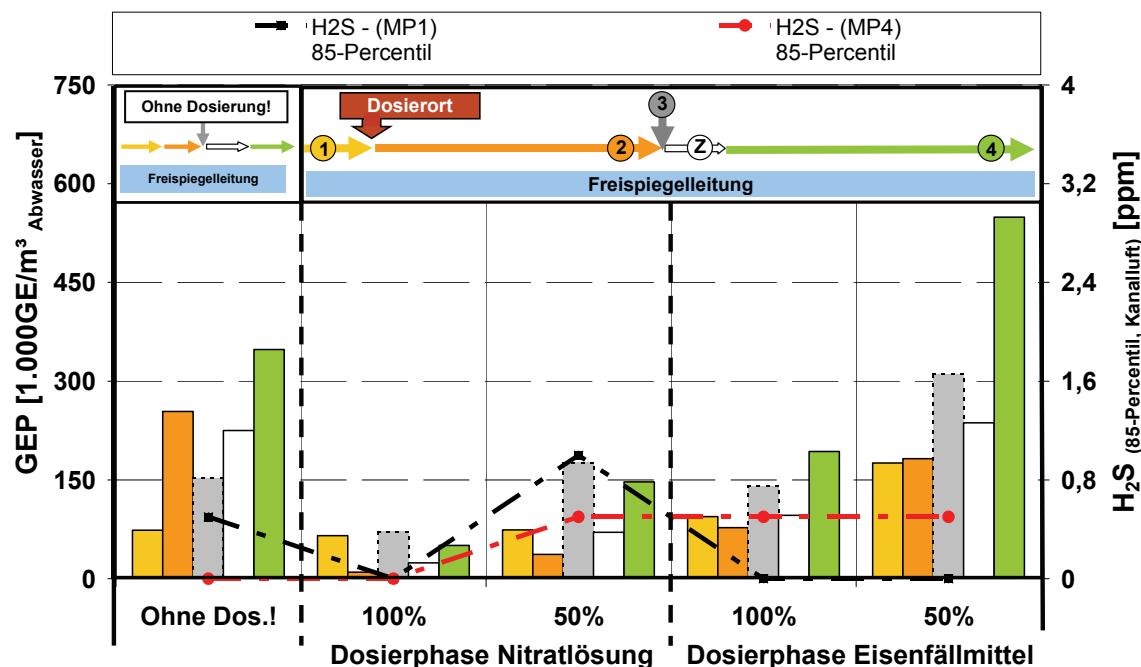


Abbildung 4.2: Ergebnisse der GEP- und H_2S -Messungen bei einer Dosierung einer Nitratlösung bzw. eines Eisenfällmittels an der Kanalteststrecke in Köln (Datenquelle: MUNLV NRW, 2005)

Ohne Dosierung der untersuchten Zugabestoffe konnte entlang der Kanalteststrecke ein hoher Anstieg des GEP festgestellt werden (s. Abbildung 4.2).

In der Abbildung 4.2 ist erkennbar, dass bei einem um 50% reduzierten Dosierstrom im Vergleich zu einem 100%-Dosierstrom sowohl in der Dosierphase „Nitratlösung“ als auch in der Dosierphase „Eisenfällmittel“ das GEP entlang der Kanalteststrecke deutlicher zunimmt und am Messpunkt 4 (Behandlungspunkt) über dem genannten Schwellenwert von $50.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3 \text{ Abwasser}$ liegt.

Die Dosierung einer Nitratlösung ergab folgende Ergebnisse:

Die GEP-Ergebnisse zeigen, dass mit diesem Dosiermittel über H_2S hinaus weitere Geruchsstoffe reduziert werden können.

Das GEP konnte mit einem 100%-Dosierstrom von im Mittel $0,048 \text{ l Nitratlösung pro m}^3 \text{ behandlungsbedürftigem Abwasser}$ deutlich und zufrieden stellend auf nahezu $50.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3 \text{ Abwasser}$ (Messpunkt 4) reduziert werden. Für eine bedarfsgerechte Dosierung ist eine gezielte Anpassung der Dosiermenge an eine sich im Laufe des Jahres ändernde Geruchsbelastung erforderlich.

In der Praxis würde die Übertragung der für die Kanalteststrecke in Köln als optimal identifizierte Dosiermenge auf andere Kanalsysteme durch die für jedes Kanalsystem spezifischen Randbedingungen zu einer Unter- bzw. Überdosierung des Dosiermittels führen. Hierzu zu zählen sind eine stark wechselnde Zusammensetzung des Abwassers und insbesondere eine stark variierende Fracht an im Abwasser enthaltenen Geruchsstoffen. Da das GEP-Messverfahren bisher noch kaum beschrieben und demzufolge an anderen Kanalisationen noch nicht verbreitet eingesetzt wurde, ist die Zahl der GEP-Messungen noch nicht ausreichend groß, um basierend auf Erfahrungswerten eine Quantifizierung der optimalen Dosiermenge vornehmen zu können.

Bezogen auf einen an der Kanalteststrecke ermittelten mittleren werktäglichen Trockenwetterabfluss von $Q_{d,m,\text{werkgl.}} = 9.410 \text{ m}^3/\text{d}$ ergeben sich für eine Dosierung der Nitratlösung Kosten in Höhe von 0,012 € pro m^3 behandlungsbedürftigem Abwasser.

Die Dosierung des Eisenfällmittels ergab folgende Ergebnisse:

Ein 100%-Dosierstrom führte zu einer sichtbaren Reduktion des GEP in der Kanalstrecke zwischen Messpunkt 1 und Messpunkt 2. Eine deutliche Reduktion des GEP vom Messpunkt 1 bis zum Messpunkt 4 wurde nicht erreicht.

Da an der Kanalteststrecke in Köln gemäß den Ergebnissen der GEP-Messungen nicht Sulfid vordergründig die Geruchsbelastung hervorgerufen hat, konnte in diesem speziellen Fall durch eine Dosierung der Eisen(II)Chlorid-Lösung das GEP nicht hinlänglich reduziert werden.

Für eine Reduktion von Sulfid im Abwasser kann empfohlen werden, die zu dosierende Menge an Eisen(II)Chlorid anhand der im zu behandelnden Abwasser vorherrschenden Sulfidkonzentration stöchiometrisch unter Berücksichtigung von Nebenreaktionen, wie die Phosphatfällung, abzuschätzen. Der durch die Nebenreaktionen bedingte Zusatzbedarf kann, wie von der Phosphatfällung bekannt, durch den Faktor β abgeschätzt und somit die erforderliche Dosiermenge an Eisen(II)Chlorid berechnet werden. Unter Berücksichtigung eines β -Wertes in Höhe von 1,5 ergibt sich gemäß Abbildung 4.3 der erforderliche Dosierstrom der Eisen(II)Chlorid-Lösung in Abhängigkeit vom Sulfidgehalt im Abwasser.

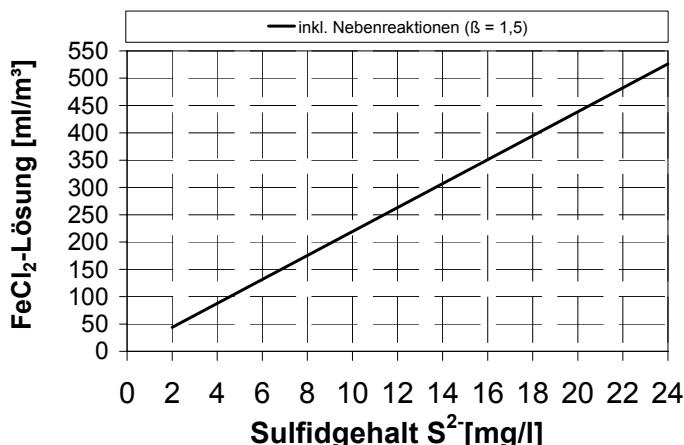


Abbildung 4.3: Dosierstrom einer Eisen(II)Chlorid-Lösung in Abhängigkeit vom Sulfidgehalt im Abwasser und unter Berücksichtigung von Nebenreaktionen (MUNLV NRW, 2005)

Bei einer am Messpunkt 1 ermittelten Sulfidbelastung von ca. 2 mg S^{2-}/l bis 3 mg S^{2-}/l und unter Berücksichtigung von Nebenreaktionen ($\beta = 1,5$) ist bezogen auf den Messpunkt 4 (Behandlungspunkt) eine Dosiermenge von im Mittel 0,056 l Eisen(II)Chlorid-Lösung/ m^3 behandlungsbedürftigem Abwasser erforderlich. Die Dosiermenge ist an die sich wechselnden spezifischen Sulfidbelastungen anzupassen.

Bezogen auf einen an der Kanalteststrecke ermittelten mittleren werktäglichen Trockenwetterabfluss von $Q_{d,m,\text{werkgl.}} = 9.410 \text{ m}^3/\text{d}$ ergeben sich für eine Dosierung einer Eisen(II)Chlorid-Lösung Kosten in Höhe von 0,005 € pro m^3 behandlungsbedürftiges Abwasser.

5 Praxisbeispiel Mönchengladbach

5.1 Allgemeine Hinweise

Zeitgleich zu den Untersuchungen an der Kanalteststrecke in Köln untersuchte die Universität Kassel stichprobenartig ein weiteres viel versprechendes Verfahren zur Geruchsminimierung, die Dosierung von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) sowie Eisenchloridsulfat an einer Kanalteststrecke in Mönchengladbach.

Die Effizienz der genannten Verfahren hinsichtlich der geruchsreduzierenden Wirkung zeigen die folgenden Kapitel auf.

5.2 Messkonzept für die Geruchsuntersuchungen

Das Messprogramm kann dem Kapitel 0 entnommen werden. Zusätzlich wurden ausgewählte Abwasserparameter untersucht.

5.3 Minderungskonzept

Infolge von massiven Geruchsproblemen wurde bis zum Jahr 1992 basierend auf Erfahrungen des Betriebpersonals Eisenchloridsulfat in grob abgeschätzten Mengen in das Abwasser im Pumpwerk Genhodder gegeben. Die so empirisch ermittelten Dosiermengen führten zu starker biogener Schwefelkorrosion. Die Ergebnisse einer intensiven Prüfung und Bewertung zum Teil angewandter Maßnahmen zur Geruchsbekämpfung und gleichzeitiger Verhinderung von Schwefelkorrosionen zeigt, bezogen auf die in Mönchengladbach zu behandelnde Kanalstrecke, die Tabelle 5.1.

Tabelle 5.1: Verfahrensspezifische Ausschlusskriterien für die Umsetzung geruchsminimierender Maßnahmen am Beispiel des Kanalnetz der Stadt Mönchengladbach (Vieten, 2005)

Maßnahme	Ausschlusskriterium für die Anwendung
Belüftung	
Reiner Technischer Sauerstoff	<ul style="list-style-type: none">- hohe Kosten- gefrieren der Transportleitungen im Winter infolge hoher Fließgeschwindigkeiten- keine hinlängliche Beseitigung der Geruchsprobleme
Luftsauerstoff	<ul style="list-style-type: none">- hohe Kosten für Kompressoren und Energie
Alkalisierungsmittel	
Kalkmilch	<ul style="list-style-type: none">- ggf. Ablagerungen

Eine zeitgesteuerte Dosierung von Eisenchloridsulfat im Abwasser des Pumpwerkes führte zu Reduktionen der Geruchsemissionen. Der Effekt reicht jedoch nicht bis zum Messpunkt 4, so dass dort weiterhin Geruchsbeschwerden zu verzeichnen waren.

Die Strategie zur Bekämpfung der Geruchsproblematik ohne Schwefelkorrosion zu verursachen, beruht auf einer kombinierten Zugabe von Eisenfällmittel und anschließender Wasserstoffperoxiddosierung. Hierzu wird das Abwasser im Saugraum des Pumpwerkes mit Eisenhydroxidschlamm bzw. mit Eisenchloridsulfat behandelt. Der Eisenhydroxidschlamm wird zur Gewährleistung einer besseren Durchmischung in den Saugraum des Pumpwerkes zugegeben. Für diesen Einsatz wird Eisenhydroxidschlamm aus einer Enteisenungsanlage für Grundwasser des von der NVV AG betriebenen Wasserwerkes genutzt.

Die für eine effektive Geruchsbekämpfung notwendige Dosiermenge kann jedoch nicht alleinig über diese Quelle gedeckt werden. Ein zusätzlicher Anfall an Wasserwerksschlamm durch die umliegenden Gemeinden ist nicht gegeben. Der aus dem RWE Braunkohletagebau anfallende Schlamm könnte genutzt werden, jedoch ist diese Variante durch den kostenintensiven Transport nicht wirtschaftlich, so dass auf eine zusätzliche Dosierung von Eisenchloridsulfat zurückgegriffen werden musste. Pro Jahr werden in der Summe etwa zehn Monate Eisenchloridsulfat sowie etwa zwei Monate Eisenhydroxid in den Abwasserstrom zugegeben.

In den Wintermonaten wird anstatt Eisenhydroxid Eisenchloridsulfat zugeführt, da Eisenhydroxidschlamm zu 90% aus Wasser besteht und somit die Gefahr des Gefrierens des Dosiermittels bestehen kann.

Neben einer Eisendosierung wird zusätzlich kurz vor dem Düker das Abwasser mit Wasserstoffperoxid versetzt.

Die Dosierströme an den Messtagen zeigt Tabelle 5.2.

Tabelle 5.2: Dosierströme an der Kanalteststrecke in Mönchengladbach (aus MUNLV NRW, 2005; Datenquelle: Vieten, 2005)

Datum	Dosiermittel	Dosierströme [l/d]
19.07.2004	Fe(III)ClSO ₄	216
29.07.2004	Fe(III)ClSO ₄	216
04.08.2004	--	0
11.08.2004	H ₂ O ₂	120
19.08.2004	H ₂ O ₂	120
02.09.2004	--	0

Die Dosiermengen wurden empirisch ermittelt. Der Dosierstrom der Zugabestoffe erfolgt seit 1998 statisch. Die auf den Dosierstrom Einfluss nehmenden Faktoren wie z.B. sich ändernde Abwassermengen bleiben hierbei unberücksichtigt. Bei Bedarf wird manuell nachgeregelt. Der Dosiererfolg wird im Wesentlichen über die eingehende Anzahl der Beschwerden aus der Bevölkerung gemessen. Stichprobenartig werden H₂S-Messungen in der Kanalatmosphäre mit handelsüblichen Handmessgeräten durchgeführt.

Die Eisendosierung wird fernüberwacht. Die Dosierung von Wasserstoffperoxid wird nicht kontrolliert. Die Dosieranlage für die Zugabe von Wasserstoffperoxid arbeitet stromlos nach dem Prinzip eines Hebers.

Die Dosierung von Eisenhydroxidschlamm konnte aus zeitlichen Gründen im Rahmen des Forschungsvorhabens nicht untersucht werden und ist daher nicht

Bestandteil der weiteren Ergebnisdarstellungen. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde die Dosierung von Eisenchloridsulfat sowie die Zugabe von Wasserstoffperoxid hinsichtlich ihrer Effizienz zur Geruchsminderung untersucht.

5.4 Geruchsbelastungssituation – Kanalteststrecke Mönchengladbach

Bei der Kanalteststrecke in Mönchengladbach handelt es sich um einen Schmutzwasserkanal, bestehend aus Druck- und Freispiegelleitung. Beginnend auf dem Gelände des Pumpwerkes „Genhodder“ wird das Abwasser über eine Druckleitung und der nachgeschalteten Freispiegelleitung zum Gruppenklärwerk Neuwerk transportiert. Das dem Pumpwerk zufließende Schmutzwasser setzt sich aus Abwasser des Stadtteils Rheindahlen, den umliegenden Ortschaften sowie dem Royal Air Force-Hauptquartier und dem Hospital zusammen. Die vom Pumpwerk in die Druckleitung täglich abgegebene Abwassermenge beträgt ca. 3.000 m³. An die Druckleitung schließt sich eine Freispiegelleitung an, die in einem Düker mündet. Danach fließt das Abwasser im freien Gefälle in einer Freispiegelleitung zum Klärwerk. Die Gesamtteststreckenlänge beträgt ca. 6,4 km, die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit etwa 0,5 m/s.

Abbildung 5.1 zeigt einen Lageplan der Kanalteststrecke in Mönchengladbach, der zudem Informationen zu Kanaldurchmessern, Kanallängen sowie die Lage der Messschächte enthält.

Folgende Ursachen sind im Wesentlichen für die sehr hohe Geruchsbelastung an der Kanalteststrecke bekannt (Vieten, 2005):

- ⇒ hohe Sulfidbelastung aus der Druckleitung
- ⇒ hohe Sulfidbelastung eines in die Schmutzwasserkanalisation einleitenden Hospitals von bis zu 25 mg/l¹

Nach Auskunft der NVV AG wurden zur Reduktion der Belastungen aus dem Hospital bereits entsprechende Gegenmaßnahmen eingeleitet (Vieten, 2005).

Der Übergabevorgang an den Übergabestellen Druckleitung/Freispiegelleitung I und Autobahndüker/Freispiegelleitung II ist turbulent und führt zu Geruchsbelastigungen und infolge dessen zu massiven Anwohnerbeschwerden. Darüber hinaus tritt biogene Schwefelsäurekorrosion auf (Vieten, 2005).

¹ Bestimmungsmethode: Schnelltest (Messstäbchen)

Die Messungen der NVV AG über die in der Kanalatmosphäre enthaltenen Schwefelwasserstoffkonzentration ergaben ohne Dosierung von Chemikalien nach dem Auslauf der Druckleitung 21 ppm (85-Percentil). Der maximale Schwefelwasserstoffgehalt in der Kanalatmosphäre betrug im Versuchszeitraum am Messpunkt 2 bis zu 170 ppm H₂S. Am MP4 wurden bis zu 2,5 mg/l leicht freisetzbares Sulfid² im Abwasser analysiert. Von der Universität Kassel konnten im Rahmen der in den Sommermonaten durchgeföhrten Geruchsuntersuchungen ohne Zugabe von Chemikalien entlang der gesamten Kanalteststrecke sehr hohe Konzentrationen an GEP festgestellt werden. Vor der Dosierstelle wurden so z.B. an einem Messtag infolge der genannten Ursachen ein GEP von 1.300.000 GE_E/m³ Abwasser gemessen. Die festgestellten Geruchsbelastungen wurden stark durch diskontinuierliche Einleitungen des Hospitals beeinflusst.



Legende:

- 1: PW Genhodder
(Dosierstation:
 $\text{Fe(III)}\text{CISO}_4$)
- 2: Übergabeschacht
DK/FL
- 3: Vorster Strasse
(Dosierstation:
 H_2O_2)
- 4: Vanner Busch

Abbildung 5.1:
Messpunkte an der Kanalteststrecke in Mönchengladbach-Genhodder (aus MUNLV NRW, 2005; Quelle Kartenhintergrund: Stadt Mönchengladbach, Fachbereich Vermessung und Kataster, Geodatenzentrum)

Die im Forschungsvorhaben erzielten Ergebnisse aus den Untersuchungen zeigen die folgenden Kapitel auf.

² Bestimmungsmethode: DIN 38405 D27

5.5 Effizienz einer Dosierung von Wasserstoffperoxid- und eines Eisenfällmittels zur Geruchsminimierung

Wasserstoffperoxid (H_2O_2) ist ein starkes Oxidationsmittel, welches neben Sulfid auch andere Geruchsstoffe oxidiert.

Abbildung 5.2 zeigt die Ergebnisse der Geruchsuntersuchungen zum Probenahmezeitpunkt aus beiden Versuchphasen.

Ohne Dosierung der Chemikalien konnte zwischen den Messschächten MP1 und MP2 ein deutlicher Anstieg der untersuchten Parameter festgestellt werden. Entlang der Freispiegelleitung kam es zwischen den Messschächten MP2, MP3 und MP4 vermutlich zu Ausstrippeffekten der in der Druckleitung gebildeten Geruchsstoffe (s. Abbildung 5.2).

Infolge einer alleinigen Dosierung von Eisenchloridsulfat wurden die in der Kanalatmosphäre online gemessenen H_2S -Konzentrationen auf nahe Null reduziert. Auch der Gesamtsulfidgehalt im Abwasser konnte auf eine für Geruchsstoffemissionen unbedenkliche Konzentration in Höhe von 0,48 mg S^{2-}/l reduziert werden. Das GEP des Abwassers wurde um 50% reduziert, betrug jedoch dennoch am MP2 bis zu 690.000 $GE_E/m^3_{\text{Abwasser}}$ und stieg bis zum MP4 auf 1.020.000 $GE_E/m^3_{\text{Abwasser}}$ an.

Die alleinige Dosierung von H_2O_2 bewirkte zwischen den Messschächten MP3 und MP4 eine deutliche Verringerung des GEP, z.B. von 1.360.000 $GE_E/m^3_{\text{Abwasser}}$ auf 247.000 $GE_E/m^3_{\text{Abwasser}}$. Die Sulfidkonzentration zwischen den Messschächten MP3 und MP4 konnte von z.B. 5 mg/l auf 0,54 mg/l reduziert werden. Die H_2S -Konzentration wurde sowohl in der Abluft der GEP als auch in der Kanalatmosphäre weitgehend auf nahe 0 ppm reduziert.

Die Dosierung der untersuchten Chemikalien führte zu deutlichen Reduktionen des GEP an der Teststrecke. Eine alleinige Dosierung von Eisenchloridsulfat bzw. H_2O_2 wird nach diesen ersten Versuchen als nicht ausreichend beurteilt, so dass ergänzende Maßnahmen erforderlich sein können.

Bei einer Dosierung von Eisenchloridsulfat und/oder H_2O_2 traten vereinzelt hohe H_2S -Konzentrationsspitzen von bis zu 50 ppm auf. Dieser Effekt konnte stets dann beobachtet werden, wenn am MP1 sehr hohe H_2S -Belastungen festgestellt wurden. Dessen Ursachen konnte im Rahmen dieses Messprogramms nicht geklärt werden.

Minderung von Geruchsemisionen am Beispiel
Des Projektes Kanal Köln/Mönchengladbach

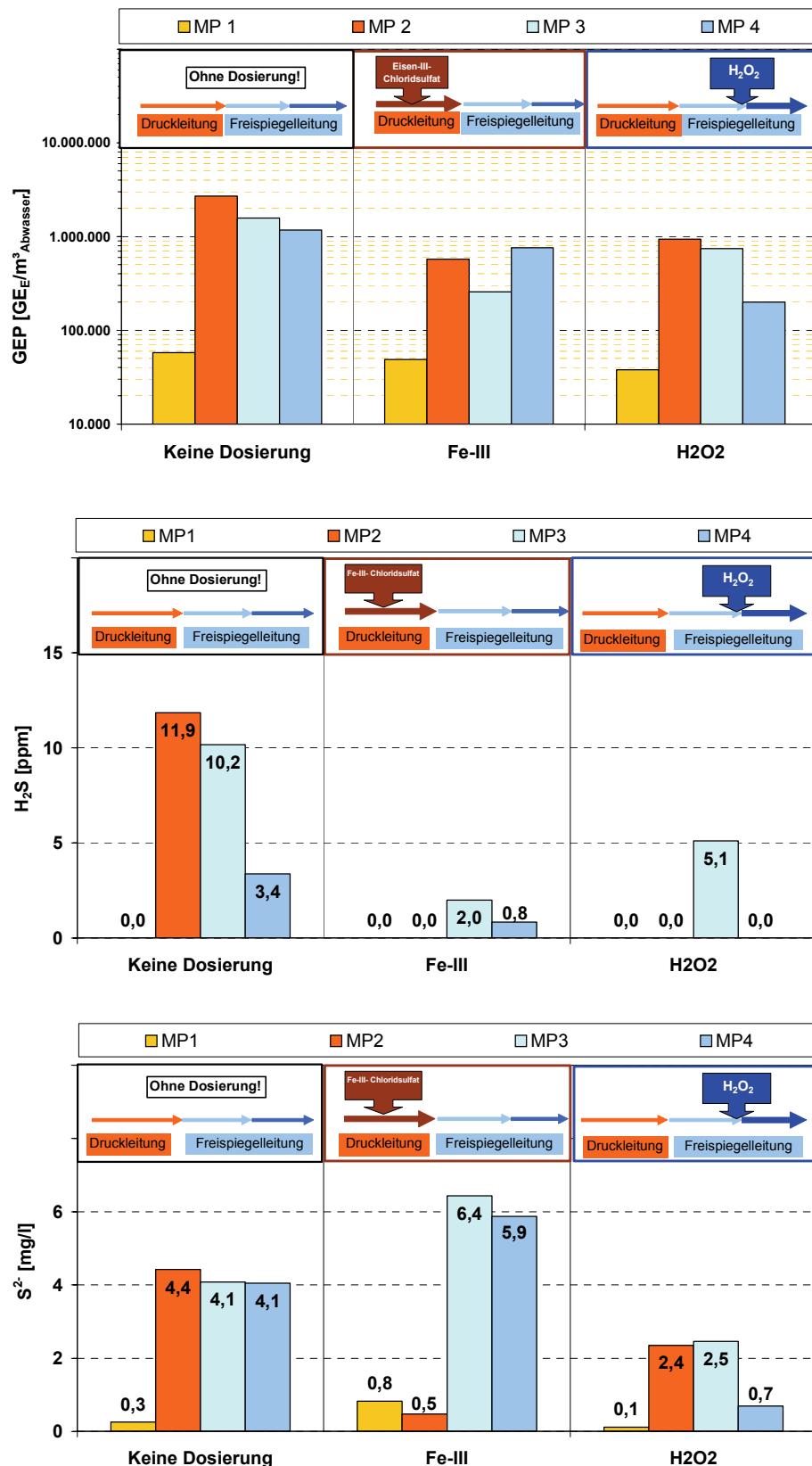


Abbildung 5.2: Ausgewählte Ergebnisse der Geruchsmessungen an der Kanalteststrecke in Mönchengladbach (MUNLV NRW, 2005)

6 Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Geruchsmessungen an der Kanalteststrecke in Köln als auch in Mönchengladbach haben gezeigt, dass eine Abschätzung der Effizienz geruchsminimierender Verfahren über die GEP-Messmethodik möglich ist.

Trotz äußerst niedriger Konzentrationen an Schwefelwasserstoff in der Kanalatmosphäre waren hohe GEP-Werte festzustellen. Die Beurteilung der Effizienz der zu untersuchenden Zugabestoffe konnte demnach nicht wie allgemein üblich, anhand der kontinuierlich gemessenen H₂S-Konzentrationen in der Kanalatmosphäre erfolgen. Dies hätte unter Umständen zu Falschaussagen geführt. Vielmehr konnte in der Folge die Wirkung der untersuchten Zugabestoffe nur über die Messung des Geruchsstoff-Emissions-Potentials (GEP-Messungen) objektiv quantifiziert werden.

Die GEP-Ergebnisse aus den an der Kanalteststrecke in Köln durchgeföhrten Untersuchungen zeigen deutlich, dass nicht Sulfid vordergründig die Geruchsbelastung hervorgerufen hat. Durch die Nitratdosierung konnte das GEP deutlich und zufrieden stellend reduziert werden. Eine Dosierung einer Eisen(II)Chlorid-Lösung konnte in diesem speziellen Fall das GEP nicht hinlänglich reduzieren. Anhand der GEP-Werte konnten die in ihrer Wirkung unterschiedlichen Substanzen dokumentiert werden. Während mit einer Dosierung von Eisenfällmittel eine Reduktion des Einzelgeruchsstoffs H₂S bewirkt wird, werden mit einer Dosierung einer Nitratlösung über H₂S hinaus weitere Geruchsstoffe reduziert.

Eine Bewertung von Verfahren zur Geruchsminimierung durch Abwasserbehandlungsmaßnahmen ist nach der Methode der „Geruchsstoff-Emissions-Potentialmessung“ (GEP-Messung) nach Frechen und Köster (1998) möglich.

7 Literaturverzeichnis

ATV-DWK (2003)

Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung -, Merkblatt ATV-DWK-M 154, Oktober 2003; Hrsg.: ATV-DWK.

DIN EN 13725 (2003)

Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie, VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1a, Juli 2003

Feldhaus, R.; Frechen, F.-B.; Frey, M.; Mertsch, V.; Poppe, A. (2005)

Wirkweise und Effizienz von Dosierstrategien in Freispiegelkanälen zur Verhinderung von Geruchsbelästigungen, Abwasserforum, Fachjournal für Abwassertechnik, 14. Ausgabe Oktober 2005, Köln, im Druck

Frechen, F.-B.; W. Köster (1998)

Odour Emission Capacity of Wastewaters – Standardization of Measurement Method and Application, Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, IAWQ, Elsevier Science Ltd., Oxford, Great Britain, S. 61-69

Frechen, F.-B. (2004)

Geruchsemissionen aus dem Kanalnetz – Grundlagen, Ursachen, Maßnahmen, Neue Entwicklungen - , VEDUNIA – vom „Dritten Mann“ ins dritte Jahrtausend Das Abwassersystem der Zukunft für Wien, Vortragsmanuskript, 28.Oktober 2004.

Frechen, F.-B. (2005)

Grundlagen und Messtechnik, 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium, Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 27, 2005, ISBN 3-89958-161-X.

Frey, M. (2002)

Geruchsemissionen aus der Kanalisation – Ursache und Minderungskonzepte, Seminar „Geruch aus Abwasseranlagen“, Wasserverband Eifel-Rur, unveröffentlicht, 18.11.2002.

MUNLV NRW (2005)

Beeinflussung von Gewässern und Abwasserreinigung durch die Zugabe von Stoffen in Freispiegelkanälen zur Geruchsminimierung, Forschungsbericht, unveröffentlicht

VDI 3881 (1989)

Olfaktometrie – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration, VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Blatt 1, Mai 1986; Blatt 2, Februar 1987; Blatt 3, November 1986; Blatt 4, Entwurf Dezember 1989

Vieten, P. (2005)

Persönliche Mitteilung, NVV AG Mönchengladbach

Autorin:

Dipl.-Ing. Michaela Frey
Universität Kassel
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel
Telefon: 0561/804-3949; Telefax: 0561/804-3642
E-Mail: m.frey@uni-kassel.de

Umgestaltung des Emschersystems

Burkhard Teichgräber, Werner Geisler, Gerd Martini, Heiko Althoff,
Emschergenossenschaft/Essen

1 Einführung

Emschergenossenschaft und Lippeverband betreiben seit 1899 bzw. 1926 Wasserwirtschaft in den Flusseinzugsgebieten der Emscher bzw. der unteren Lippe von Lippborg bis Wesel. Sie sind als öffentlich-rechtlich Körperschaften nach eigenen Verbandsgesetzen des Landes Nordrhein-Westfalen verfasst und arbeiten seit ihrer Gründung in einer Verwaltungsgemeinschaft.

Die Emschergenossenschaft nimmt als Pflichtaufgabe u. a. den Hochwasserschutz, die Abwasserreinigung, die Gewässerunterhaltung und -umgestaltung und die Regelung des Grundwasserstandes in ihrem Einzugsgebiet wahr. Zu diesem Zweck betreibt die Emschergenossenschaft 341 km Wasserläufe, 157 km Abwasserkanäle, 109 Pumpwerke und 4 Kläranlagen.

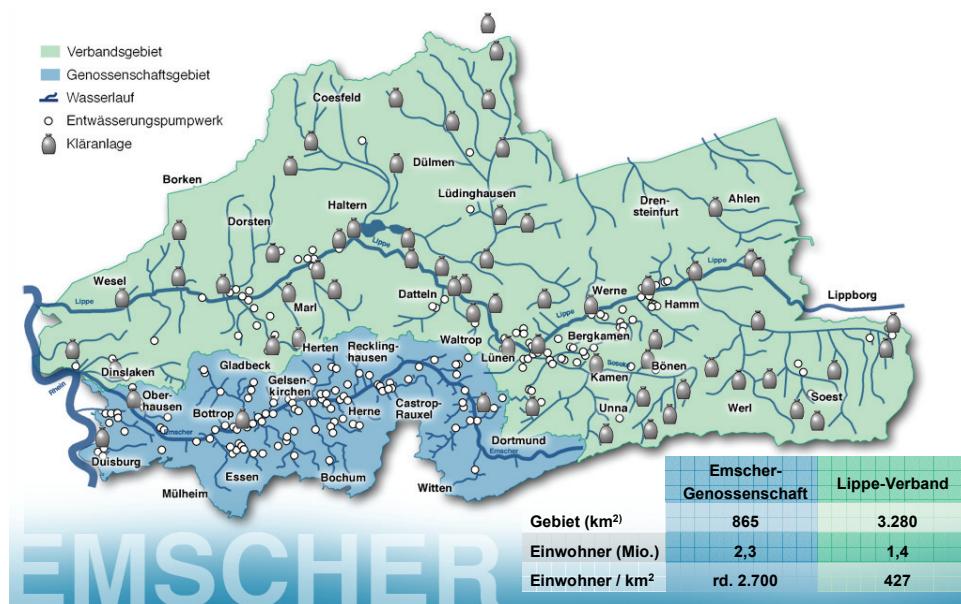


Bild 1: Einzugsgebiet der Emschergenossenschaft und des Lippeverbandes

2 Entwicklung des historischen Emschersystems

Seit der Mitte des 19. Jahrhunderts wird im rheinisch-westfälischen Industrievier untertägiger Steinkohlebergbau betrieben. Dies führte bis zum Jahr 1900 zu einem erheblichen Bevölkerungswachstum und massiven Vorflutstörungen. Große Überschwemmungen und Cholera-, Typhus- und Malariaepidemien wurden hierdurch hervorgerufen.



Bild 2: Vorflutstörungen im Emschergebiet

Die Emschergenossenschaft wurde 1899 mit dem Ziel gegründet, eine technische Lösung zur Behebung der Vorflutstörungen zu erarbeiten und umzusetzen. Die genossenschaftliche Organisationsform wurde gewählt, um eine Lösung unabhängig von kommunalen Grenzen und unter Einschluss der Industriebetriebe entwickeln und dauerhaft betreiben zu können.

Die Emschergenossenschaft erstellte ein System zur Eindeichung von Gewässern mit künstlicher Entwässerung der entstehenden Polder aus Nebenlaufgebieten, Eintiefung von Gewässern in Rücken und zweimaliger Verlegung der Emschermündung flussabwärts, um Gefälle zu gewinnen. Abwasser, Regenwasser und natürlicher Abfluss werden in diesem System gemeinsam abgeleitet.

Durch Verkürzung der Gewässerlängen und Auskleidung der Gewässer mit Betonohlschalen bzw. Pflasterung der Ufer konnten die Abflussverhältnisse so weit verbessert werden, dass das Einzugsgebiet der Emscher trotz eines rapiden Bevölkerungswachstums, dichter Besiedlung mit hohen Versiegelungsgraden und

zahlreichen Industrieanlagen hygienisch und technisch sicher entwässert werden konnte. Nach dem zweiten Weltkrieg wurde im Emschergebiet die biologische Abwasserreinigung eingeführt, um den Rhein vor der starken Belastung durch das Abwasser aus dem Emschergebiet zu schützen. Mit dem Klärwerk Emschermündung und der Kläranlage Duisburg-Alte Emscher werden 100 % des Abwassers aus dem Emschereinzugsgebiet biologisch gereinigt.

3 Vision des Emscherumbaus

Nach der Nordwanderung des Bergbaus klangen die Bergsenkungen Anfang der 90er Jahre des vergangenen Jahrhunderts ab. Damit entfiel die technische Notwendigkeit für die gemeinsame Abführung des Abwassers mit dem natürlichen Abfluss innerhalb des Emschergebiets, denn unterirdische Kanäle können nun erstellt werden. Gleichzeitig wurden die Anforderungen an die Abwasserreinigung auf die Nährstoffelimination ausgedehnt. Emschergenossenschaft, wasserwirtschaftliche Fachbehörden und politische Gremien des Landes und der Region beschlossen gemeinsam, die Emscher vom Abwasser zu befreien und den Emscherfluss zum Rückgrat einer neuen Emscherlandschaft umzugestalten. Der Begriff der Renaturierung wurde bewusst vermieden, da eine Rückkehr zur Sumpflandschaft des 18. Jahrhunderts ohne Bevölkerung weder möglich noch wünschenswert erschien.

4 Konzeption des Emscherumbaus

Zur Befreiung der Emscher und ihrer Nebengewässer vom Abwasser muss die Entwässerungskonzeption des gesamten Gebietes neu orientiert werden. Sämtliche Einleitungen in Gewässer sind durch Parallelsammler abzufangen und einer Regenwasserbehandlung zuzuleiten. Der klärflichtige Anteil des Abwassers wird im emscher:kanal entlang der Emscher gesammelt und den genossenschaftlichen Kläranlagen zugeleitet. Bei Bedarf müssen sowohl die Abläufe aus Regenwasserbehandlungsanlagen als auch die Abflüsse der Nebengewässer einer Hochwasserrückhaltung zugeführt werden.

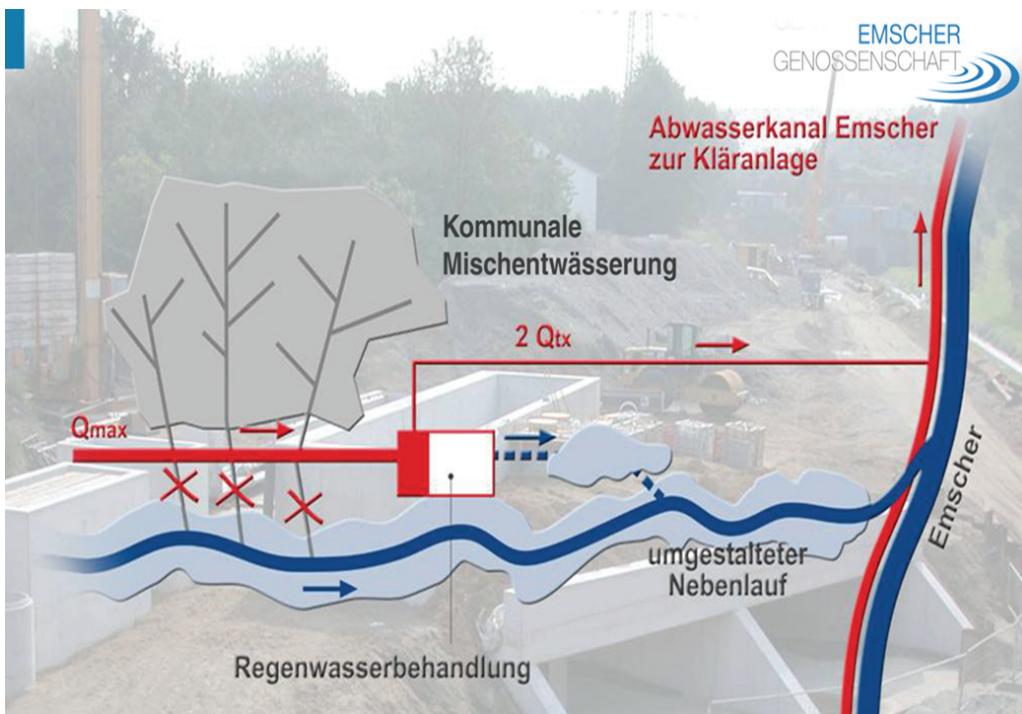


Bild 3: Wasserwirtschaftliches Schema der Umgestaltung der Emscher

Um die beschriebene Konzeption im gesamten Emschergebiet umzusetzen, sind ca. 350 Einzelprojekte im Emscherraum erforderlich, von denen ca. 260 zurzeit geplant bzw. umgesetzt werden. Sie umfassen im Wesentlichen Maßnahmen zum Bau von Abwasserkanälen, der Gewässerumgestaltung, der Regenwasserbehandlung und -rückhaltung und den Umbau von Pumpwerken. Die drei Kläranlagen im Einzugsgebiet des Emscherflusses sind bereits weitgehend für die neue Aufgabe ausgebaut.

▪ 350 Einzelprojekte

→ derzeit ca. 260 laufende Projekte

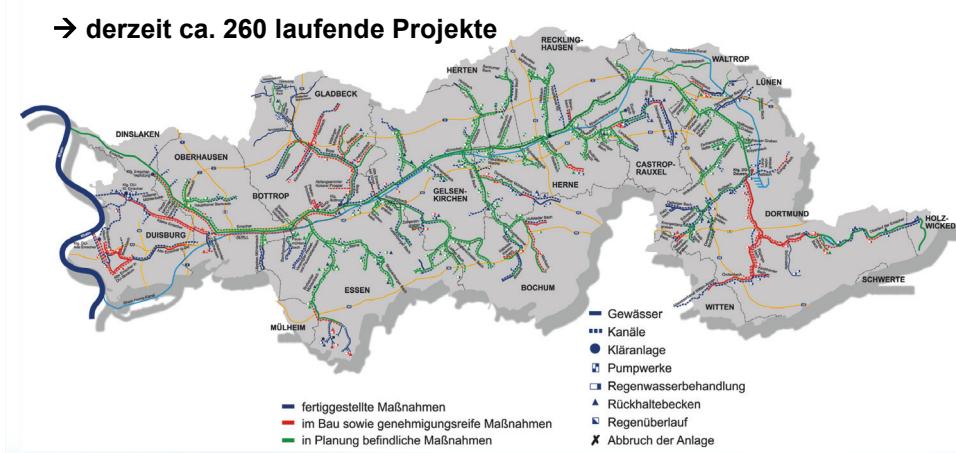


Bild 4: Maßnahmenprogramm zum Umbau des Emschersystems

Das Einzugsgebiet der Alten und der Kleinen Emscher in Duisburg, d. h. die in den Jahren 1913 bzw. 1949 nach der durch Bergsenkungen erforderlichen Umlegung der Emscher entstandenen neuen Teileinzugsgebiete werden nach den selben Grundsätzen umgestaltet.

Tab. 1: Kosten für den Emscherumbau

	Geplante Anlagen	Fertiggestellte Anlagen bis 30.06.2005		Ausgaben [Mio €]
		Rahmenkosten - schätzung [Mio €], 1992		
Kläranlagen		1.115		599
Abwasserkanäle und Regenwasserbehandlung	400 km 485.000 m ³	2.136	166 km 197.000 m ³	785
Ökologisch verbesserte Gewässer	340 km	618	35 km	140
Rückhaltung	4.650.000 m ³	558	1.618.000 m ³	130
Total		4.427		1.774

Der Emscherumbau ist als Generationenprojekt angelegt. Nach der Hälfte der Laufzeit sind die Planungen weit vorangeschritten (siehe Bild 4) und über ein Drittel der geplanten Investitionen getätigter (siehe Tab. 1). Besonders hervorzuheben ist, daß die aktuelle Kostenschätzung für das Gesamtprogramm nur unwesentlich von der Rahmenkostenschätzung aus dem Jahr 1992 abweicht. Es ist vorgesehen, daß der emscher:kanal im Jahr 2015 in Betrieb geht; die Gewässerumgestaltung kann schrittweise in den Folgejahren durchgeführt werden.

5 Umbau des Flusses Emscher

Für die Bürger wahrnehmbar wird die Umgestaltung der Gewässer einschließlich des Emscherflusses. Dieser Prozess bedeutet für das Revier eine große Chance, neue städtebauliche Schwerpunkte zu entwickeln. Daher werden die Mitgliedskommunen und –kreise intensiv in die Vorüberlegungen zur Umgestaltung des Emscherflusses eingebunden. Die Umgestaltung des Emscherflusses wird durch einen Masterplan emscher:zukunft vorbereitet, der als Basis für die Entwicklung sowohl der wasserwirtschaftlichen Projekte der Emschergenossenschaft zum Umbau des Flusslaufs als auch städtebaulicher und landschaftsplanerischer Projekte

im näheren Umfeld der Emscher dienen soll. Der Masterplan *emscher:zukunft* wird derzeit von der Emschergenossenschaft mit ihren Mitgliedern gemeinsam erarbeitet.

Der Masterplan *emscher:zukunft* zeigt das Konzept, nach dem die Emschergenossenschaft den Emscherfluss umgestalten wird. Hierin ist eine Grundausstattung für das Gewässer und das Umfeld enthalten. Weitere Maßnahmen, z. B. Entwicklung von Auen entlang der Emscher, können in den Folgejahrzehnten entsprechend dem Flächenangebot und verfügbarer finanzieller Ressourcen in Angriff genommen werden. Außerdem werden Vorstellungen zu begleitenden städtebaulichen und freiraumplanerischen Projekten entwickelt.



Bild 5: *Masterplan emscher:zukunft*

6 Abwasserkanal Emscher

Das Rückgrat des zukünftigen Ableitungssystems für das Abwasser im Emschergebiet wird der als *emscher:kanal* bezeichnete Abwasserkanal entlang der Emscher werden. Das Einzugsgebiet der Kläranlage Dortmund-Deusen wird künftig unabhängig von dem übrigen Emschereinzugsgebiet entwässert werden. Der neue *emscher:kanal* wird das Abwasser beginnend beim Nettebach in Dortmund bis zum Klärwerk Emschermündung sammeln und auf die Kläranlagen Bottrop und Emschermündung verteilen.

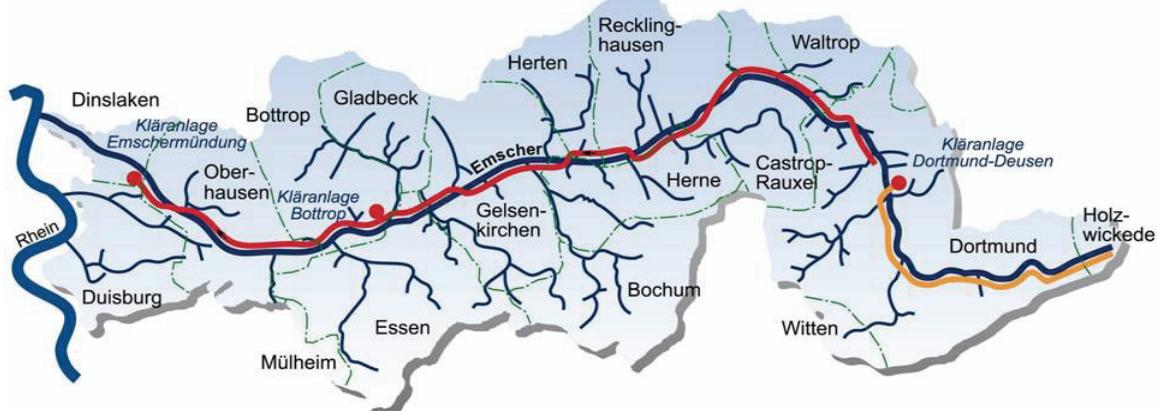


Bild 6: Abwasserkanal Emscher

Der emscher:kanal wird bei einer Länge von 51 km einen Innendurchmesser von 1,4 bis 2,8 m aufweisen. Das Mindestgefälle wird mit 1,5 % so gewählt, dass ein weitgehend ablagerungsfreier Betrieb erreicht wird. Dies führt zu Tiefenlagen von 10 bis 40 m unter Geländeoberkante. Mit einem Zwischenpumpwerk in Gelsenkirchen wird eine Anschlussmöglichkeit an das bisherige Zuleitungssystem zur Kläranlage Bottrop hergestellt, das weiterhin benutzt wird. Weitere Pumpwerke sind an den Zuläufen zu den Kläranlagen Bottrop und Emschermündung geplant.

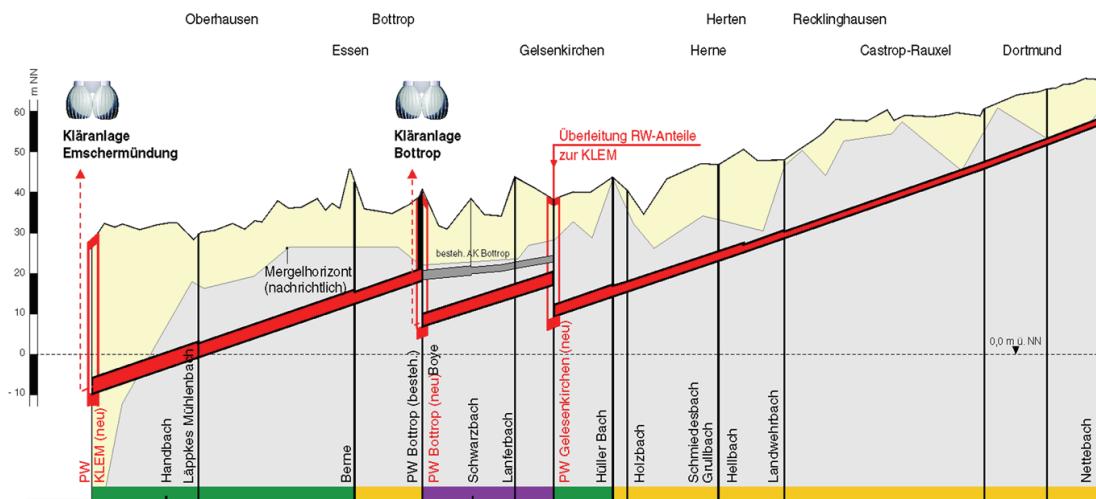


Bild 7: Gradienten des Abwasserkanals Emscher

Da der emscher:kanal nur vorentlastetes Mischwasser führt, ist ständig mit einer Auslastung > 25 % des Maximalabflusses und hohen Fließgeschwindigkeiten zu rechnen, d. h. der Kanal kann unter Betrieb nicht begangen werden. Die Spei-

chermöglichkeiten reichen nicht aus, um den Abwasserkanal für mehrere Stunden trocken zu legen; deshalb ist eine visuelle Inaugenscheinnahme durch das Bedienungspersonal nach Inbetriebnahme des Kanals nicht mehr möglich. Um die Inspektionsaufgaben nach der SüwVKan NW (1) zu erfüllen, entwickelte die Emschergenossenschaft ein ferngelenktes Inspektions- und Reinigungssystem, das in den Abwasser führenden Kanal eingesetzt werden kann (Teichgräber et al. [2005]).

Durch ausgewählte Materialqualitäten, umfangreiche Qualitätskontrolle während der Produktion der Kanalrohre und der Bauphase sowie eine intensive Inspektion während des Betriebes soll eine Lebensdauer des emscher:kanals von über 100 Jahren erreicht werden. Gegebenenfalls werden zusätzlich Chemikalien dosiert, die eine Freisetzung von gasförmigem Schwefelwasserstoff verhindern.

Bei größeren Reparaturen muss der Abwasserkanal trocken gelegt werden. Für diejenigen Abschnitte, in denen der Abfluss $3 \text{ m}^3/\text{s}$ und die Förderhöhe 25 m nicht übersteigt, kann eine provisorische Überleitung errichtet werden. Die übrigen Abschnitte werden nach dem jetzigen Planungsstand als Doppelrohr ausgebildet. Ein Rohr kann dann bei Bedarf trocken gelegt werden. Für den Einrohrabschnitt werden sowohl die Überleitungstrasse als auch eine Trasse für einen neu aufzufahrenden Ersatzkanal in der Planfeststellung mit gesichert. Die Schachtbauwerke werden ebenfalls sowohl für die Überleitung als auch zum Ein- und Ausbinden parallel aufgefahrener Haltungen vorbereitet.

Aufgrund der Tiefenlage des Abwasserkanals ist eine künstliche Bewetterung erforderlich. Das Belüftungskonzept sieht vor, etwa jeden fünften der 130 Schächte als Saugschacht auszubilden, der mit Absaugvorrichtungen und Abluftbehandlung ausgerüstet wird. An den dazwischen liegenden Zuluftschächten werden die Lueneintrittsöffnungen so eingestellt, dass es zu einer gleichmäßigen Durchströmung des Abwasserkanals kommt.

7 Ausblick

Der Umbau des Emschersystems steigert die Attraktivität des Reviers zwischen Dortmund und Duisburg erheblich. Es ergeben sich künftig für die Stadt- und Regionalplanung wesentlich mehr Möglichkeiten, aufgelassene Industrieflächen einer höherwertigen Nutzung zuzuführen. Für die Emschergenossenschaft ist eine Vielzahl technischer, organisatorischer und finanzieller Herausforderungen zu bewältigen. Sie wird mit dem Betrieb des emscher:kanals, seines Zuleitungssystems und der Kläranlagen auch zukünftig eine zentrale Aufgabe bei der Bereitstellung der abwassertechnischen Infrastruktur für die Menschen und die wirtschaftlichen

Aktivitäten im zentralen rheinisch-westfälischen Industrievier wahrnehmen. Auch wenn erhebliche gestalterische Veränderungen möglich werden, wird die Emschergenossenschaft ihre Hauptaufgaben, Abwasserbeseitigung und Hochwasserschutz, unter Beibehaltung der bisherigen Sicherheitsstandards und wirtschaftlicher Aufgabenerfüllung durchführen.

8 Schrifttum

Land Nordrhein-Westfalen (1995)

Verordnung zur Selbstüberwachung von Kanalisationen und Einleitungen von Abwasser aus Kanalisationen im Mischsystem und im Trennsystem

(Selbstüberwachungsverordnung Kanal SüwV Kan) vom 16. Januar 1995, GV.
NW, S. 64

Teichgräber, B., Althoff, H., Elkmann, N. (2005)

Einsatz von Robotern zur Überwachung von Kanälen – Ferngelenktes
Inspektions- und Reinigungssystem für den Abwasserkanal an der Emscher. In:
Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, 49, 23. Bochumer Workshop,
Bochum, September 2005

Autoren:

Dr.-Ing. Burkhard Teichgräber, Dipl.-Ing. Werner Geisler, Dipl.-Ing. Gerd Martini,
Dipl.-Ing. Heiko Althoff

Emschergenossenschaft

Kronprinzenstr.24, 45128 Essen

Telefon: 0201/104-0; Telefax: 0201/104-2277

E-Mail: teichgraeber.burkhard@eglv.de

Geruchskonzept für den Abwasserkanal Emscher

Wolfram Franke, Universität Kassel

1 Veranlassung

1.1 Emscher und Abwasserkanal

Aus der Ferne betrachtet ist die Emscher ein kleiner Fluss, der das Ruhrgebiet durchzieht, dabei die Städte Dortmund, Gelsenkirchen, Bottrop und Oberhausen passiert und nahe Duisburg in den Rhein mündet.

Der Unterschied zwischen der Emscher und nahezu allen anderen Flüssen in Deutschland ist, dass die Emscher seit über 100 Jahren im Wesentlichen Abwasser führt. Dieses etablierte System soll umgestaltet werden; die Emscher soll wieder zu einem sauberen Fluß werden, siehe TEICHGRÄBER et al. (2005).

Die Vision für das Emschertal zeigt eine idyllische Landschaft, in der die Emscher als naturnahes Gewässer ländliche und urbane Lebensräume als grüne Ader verbindet. Damit diese Vision Wirklichkeit werden kann, bedarf es einer tiefgreifenden Überarbeitung des Abwassermanagements im Einzugsgebiet der Emscher.

Nach mehrjährigen Voruntersuchungen stand Anfang der 1990er Jahre das an den zukünftigen Bedürfnissen orientierte abwassertechnische Konzept fest. Ein großer Abwasserkanal, der im Wesentlichen parallel zur Emscher verlaufen wird, soll das Abwasser des Ruhrgebiets sammeln und zu den Kläranlagen Bottrop und Dinslaken/Emschermündung leiten.

Für den Abwasserkanal Emscher ist eine gezielte Bewetterung, also eine künstliche Be- und Entlüftung vorgesehen. Die Entlüftung führt dazu, dass Geruchsstoffe aus dem Kanal ausgetragen werden können. Hier gilt es, Lösungen zu finden, die eine Belästigung der Anwohner ausschließen. Mit der wissenschaftlichen Begleitung und Beratung zu diesem Problemkreis der Geruchsimmissionsminderung wurde das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel betraut.

1.2 Gutachten Geruchsemissionen

Die belastete Abluft aus dem zukünftigen Abwasserkanal bedarf einer besonderen Betrachtung. Denn sie enthält verschiedenste Gase und Geruchsstoffe. Damit es

in der Umgebung der Emscher und des Emscherkanals zukünftig nicht nach Abwasser riecht, muss die kontrolliert abgeführte Abluft unter Umständen behandelt werden.

Die Emschergenossenschaft hat das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel beauftragt, die Planung des Entlüftungssystems für den Abwasserkanal unter dem Aspekt „Geruch“ wissenschaftlich zu begleiten. Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Abwasserkanal Emscher – Gutachten Geruchsemissionen“ sind im Wesentlichen die folgenden Arbeiten durchgeführt worden:

- ⌚ Messung von Geruchsstoffen in Abwasser und Kanalluft im Einzugsgebiet des zukünftigen Abwasserkanal Emscher,
- ⌚ Messung der Geruchsemissionen aus Modellen von Absturzbauwerken,
- ⌚ Emissionsprognosen für alle Abluftstandorte,
- ⌚ Abgabe von Empfehlungen zur Abluftbehandlung an den Abluftstandorten.

Das Gutachten entstand in enger Zusammenarbeit mit dem RWTÜV, Essen und der Deutschen Montan Technologie DMT, Essen sowie der Dach-ARGE „Planung Abwasserkanal Emscher“ und der Emschergenossenschaft selbst.

2 Grundlegendes zu Geruch

2.1 Geruch und Geruchsstoffe

Geruchsstoffe sind chemische Verbindungen, welche die Geruchs-Rezeptoren stimulieren und so die Empfindung „Geruch“ auslösen.

Die Entstehung eines Geruchseindruckes beim Menschen ist ein zweistufiger Prozess, der sich in Reizwahrnehmung und Reizverarbeitung aufteilt. Aufgrund der Komplexität der Geruchswahrnehmung ist eine messtechnische Erfassung und Identifikation von Gerüchen bislang nicht möglich.

Geruchsstoffe gehören zu den Luftverunreinigungen gemäß §3 (4) BImSchG. Insbesondere werden die Emissionen in der TA-Luft (siehe BUNR (2002)) und die Immissionen in der Geruchsimmissionsrichtlinie – GIRL (siehe LAI (2004)) betrachtet.

2.2 Geruchsstoffkonzentration

Die Geruchsstoffkonzentration c_{od} ("od" für "Odour" = Geruch) einer zu untersuchenden Gasprobe, angegeben in Europäische Geruchseinheiten pro Kubikmeter (GE_E/m^3), entspricht zahlenmäßig dem Verdünnungsverhältnis zwischen geruchsneutraler Luft und der zu untersuchenden Probenluft, das notwendig ist, um die Geruchsschwelle zu erreichen. Für die Quantifizierung von Geruchsstoffen in Luftproben ist die DIN EN 13725:2003 maßgeblich.

2.3 Geruchsstoffemissionspotential

Im Gegensatz zur Luftprobenanalyse ist die Quantifizierung von Geruchsstoffen in Flüssigkeiten bislang nicht genormt. Der Gesamtgehalt der in einer Flüssigkeit enthaltenen Geruchsstoffe wird als Geruchsstoff-Emissionspotential (GEP) bezeichnet und in der Einheit GE_E/m^3_{FL} angegeben. Eine Flüssigkeit mit einem hohen GEP emittiert unter gleichen Randbedingungen mehr Geruchsstoffe als eine zweite Flüssigkeit mit einem niedrigen GEP. Die maximale zu erwartende Geruchsemmission aus einer Flüssigkeit ist das Produkt von GEP und Flüssigkeitsvolumen. Das Verfahren zur GEP-Bestimmung wurde von FRECHEN und KÖSTER (1998) vorgestellt.

2.4 Geruchsemmissionen aus der Kanalisation

Geruchsstoffe im Bereich der Abwassertechnik werden entweder über Einleitungen in ein Kanalsystem eingetragen oder bilden sich dort infolge biologischer oder chemischer Prozesse. Turbulenzen und Gasdiffusion führen zum Ausstripen der Geruchsstoffe und somit zu einer Belastung der Kanalatmosphäre mit Geruchsstoffen verschiedenster Art.

Die Entlüftung von Kanalsystemen – kontrolliert oder unkontrolliert – führt zum Austrag der Geruchsstoffe. Der Gehalt an Geruchsstoffen wie auch an nicht riechenden Einzelstoffen und Verbindungen in der Kanalatmosphäre kann nur schwer prognostiziert werden. Deshalb sind orientierende Messungen durchzuführen gewesen.

Eine Prognose und Beeinflussung der Geruchsemmissionen ist nur dann möglich, wenn die Geruchsstoffkonzentrationen limitierbar und die Luftvolumenströme bekannt sind. Abbildung 1 macht die Zusammenhänge deutlich.

Zudem setzen alle Abluftbehandlungsverfahren eine Druckerhöhung voraus, weil die Anlagen Widerstände für die Luftströmungen darstellen.

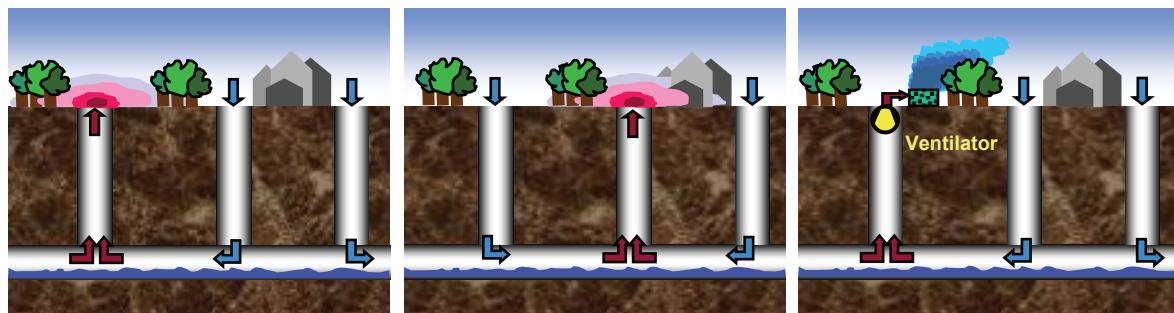


Abbildung 1: Unkontrollierte Luftströmungen führen zu unkontrollierten Emissionen, die nicht stören (links) oder stören (mitte) können; eine kontrollierte Abluftführung (rechts) ermöglicht eine Abluftbehandlung

2.5 Geruchsemissionen aus Abstürzen

Turbulente Strömungen bewirken einen verstärkten Übergang der Geruchsstoffe aus dem Abwasser in die Kanalluft. Die Geruchsemissionen an Abstürzen, also den Orten im Abwassersystem mit sehr ausgeprägten Turbulenzen, sind bislang quantitativ nicht beschrieben worden. Für das Vorhaben war aber die Quantifizierung der Geruchsemissionen an Abstürzen erforderlich, denn die Nebensammler werden über Abstürze an den Abwasserkanal Emscher angeschlossen. Die Grundlagen für die Emissionsprognosen wurden im Rahmen dieses Vorhabens an Modellen von Absturzbauwerken ermittelt.

Die Emissionen können nicht direkt gemessen werden. Über die Messung des GEP vor und nach dem Abstürzen des Abwassers kann aber bestimmt werden, wie viele Geruchsstoffe aus dem Abwasser emittiert worden sind. Der Anteil an emittierten Geruchsstoffen stellt also den „Emissionsbeiwert“ dar, der mit α_{GE} bezeichnet wird. Mit diesem Beiwert, der abhängig ist von der Absturzhöhe, siehe Abbildung 2, kann eine Emissionsprognose erfolgen. Die Emissionen errechnen sich aus dem Produkt von GEP, α_{GE} und dem Trockenwetterabfluss Q_T .

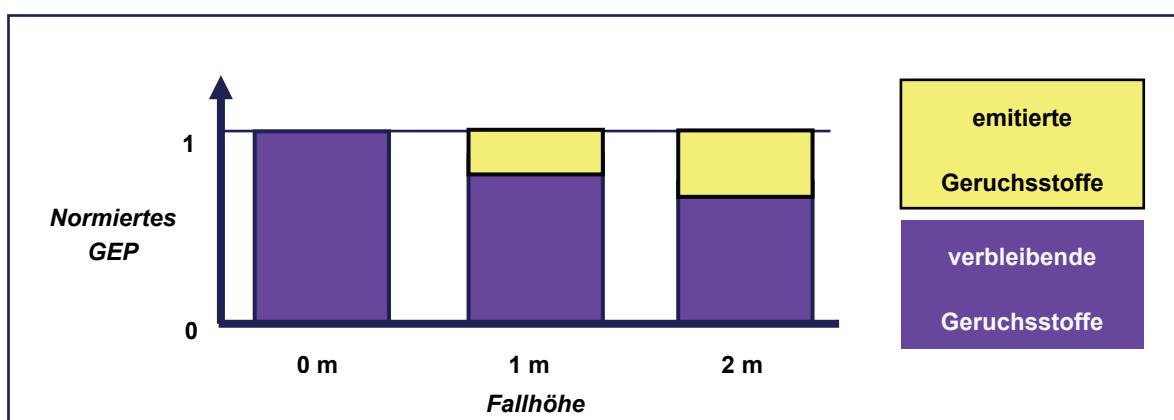


Abbildung 2: Emissionsbeiwerte für Abstürze verschiedener Absturzhöhe (schematisch)

3 Verfahren zur Immissionsminderung

3.1 Minimierung des H₂S-Gehaltes in der Kanalatmosphäre

Eine Minimierung des H₂S-Gehaltes in der Kanalatmosphäre kann z.B. durch Dosierung geeigneter Chemikalien erreicht werden. So können Stoffe dosiert werden, die die Bildung und die Freisetzung von Schwefelwasserstoff (H₂S) vermindern. Dadurch kann die biogene Schwefelsäurekorrosion minimiert werden.

Weil H₂S ein Geruchsstoff ist, wirkt sich die Sulfidminderung auch als Geruchsminderung aus. Die Minderung kann auf unterschiedliche Art und Weise erreicht werden (Sauerstoffzugabe, Sulfidminimierung, etc.). Eine Chemikaliendosierung kann deshalb auch zur Limitierung der freisetzbaren Geruchsstoffe – also des GEP – eingesetzt werden.

Detaillierte Informationen zur Chemikaliendosierung sind beispielsweise im Merkblatt M 154 (2003) zu finden, weiterführende Informationen zum Themenkomplex „biogene Schwefelsäurekorrosion“ sind bei THISTLETHWAYTE (1979) zu finden.

3.2 Ableitung über Kamin

Kamine arbeiten nach dem Prinzip der Verdünnung, basieren also auf demselben Prinzip wie das olfaktometrische Geruchsmeßverfahren selbst. Ein Kamin ist ein einfaches Verfahren zur Immissionsreduzierung. Die Ausleithöhe muß so bemessen sein, daß die Immissionen auf ein zulässiges Maß sinken. Die Emissionskonzentrationen dürfen die gesetzlichen Vorgaben z. B. nach TA-Luft (BUNR (2002)) nicht überschreiten.

Die Emissionsfracht wird jedoch nicht beeinflusst. Zudem leiten Kamine die Frachten direkt weiter und besitzen kein Puffervermögen. Bei Spitzenbelastungen werden somit erhöhte Belastungen der Umgebung hervorgerufen. Daher sind, anders als bei gepufferten Abluftbehandlungssystemen, nicht mittlere, sondern erhöhte Belastungen bei der Auslegung anzusetzen.

Die Bemessung von Kaminen erfolgt in Ausbreitungsberechnungen, z. B. gemäß LAI (2004), wobei emittierte Frachten, einzuhaltende Immissionsgrenzwerte, geographische und meteorologische sowie örtlichen Gegebenheiten und anderen Emissionsquellen bei der Berechnung der Mindest-Ausleithöhe (Kaminhöhe) berücksichtigt werden. Kamine stehen also in Wechselwirkung mit ihrer Umgebung.

Ist eine ausreichende Immissionsminderung ausschließlich durch Kamine möglich, so stellt dies praktisch immer die kostengünstigste Maßnahme zur Immissionsminderung dar.

3.3 Biofilter

Biofilter bauen die Geruchsstoffe biologisch oxidativ ab. Die Mikroorganismen sitzen im Filtermaterial. Biofilter sind mit einem Luftbefeuchter – die Mikroorganismen dürfen nicht austrocknen – und einem Gebläse, das den Druckverlust im Filter und im Ansaugbereich kompensiert, auszustatten. Die Bemessung erfolgt im Wesentlichen nach VDI-Richtlinie 3477 (2004).

Die Bemessung der Biofilter für eine gezielte Elimination einzelner Geruchsstoffe ist nicht möglich, da die einzelnen Substanzen in unterschiedlichem Maße abbaut werden.

Biofilter besitzen grundsätzlich einen Reingas-Restgeruch, für dessen Geruchsstoffkonzentration nach M 204 (1996) oder Richtlinie 3477 (2004) verschiedene Werte dokumentiert sind. BOTH und SCHILLING (1997) empfehlen die Vernachlässigung der Restemissionen von Biofilteranlagen bei Ausbreitungsberechnungen, wenn die nächste relevante Immissionsfläche (z. B. Wohnbebauung) weiter als 200 m entfernt vom Biofilter liegt, ein Pflege- und Wartungskonzept vorgelegt und der Biofilter ordnungsgemäß funktioniert – also der anlagentypische Geruch im Reingas also nicht mehr wahrnehmbar ist – und ordnungsgemäß betrieben wird. Für den Bereich 100 m bis 200 m Entfernung gilt die Vernachlässigbarkeit auch, jedoch sind in diesem Fall nach Inbetriebnahme Fahnenbegehungen durchzuführen, um das Nichtvorhandensein der Beeinflussung nachzuweisen. Für geringere Abstände zum Biofilter ist von einer Beeinflussung auszugehen, so dass der Biofilter dann nicht mehr zu vernachlässigen ist.

3.4 Aktivkohlefilter

Die Abluftreinigung mittels Aktivkohlefilter zählt zu den Adsorptionsverfahren. Hierbei wird das Bestreben von Gasmolekülen zur Anlagerung an Oberflächen ausgenutzt. Dieser Prozess findet statt, bis zwischen Anlagerung und Abstoßung ein Gleichgewicht besteht. Das Adsorptionsvermögen ist temperatur- und druckabhängig. Zu den üblichen Adsorbentien zählt Aktivkohle. Unimprägnierte Aktivkohle vermag Gase mit leichten Molekülen wie H_2S und NH_3 nur sehr eingeschränkt zu binden, weil die Adsorptionskräfte zu gering sind, dafür ist die Regenerierbarkeit groß. Demgegenüber eignet sich imprägnierte Aktivkohle sehr gut für die Bindung dieser leichten Gase (Chemisorption), allerdings ist ihre Regenerierbarkeit stark eingeschränkt.

In der Praxis hat sich gezeigt, dass Aktivkohlefilter bei der Reinigung von Ablüften aus der kommunalen Abwasserreinigung nicht immer stabil arbeiten, da die hohe Luftfeuchtigkeit zu Problemen bei der Adsorption führen kann.

Weitere Informationen zu Aktivkohlefiltern finden sich z. B. bei GÖRNER und HÜBNER (1999) und DIENER (1997).

3.5 Chemische Wäscher

Chemische Wäscher werden in der VDI Richtlinie 2443 (1995) beschrieben. Sie eignen sich besonders für die Elimination einzelner Stoffe, Verbindungen oder chemischer Gruppen. Die Abluft aus Anlagen der Abwasserbehandlung enthält jedoch viele verschiedene Gase.

Wegen ihrer komplexen Verfahrenstechnik und komplizierten Aufbaues und des hieraus resultierenden Anspruchs an den Betrieb empfiehlt sich der Einsatz von chemischen Wäschern ausschließlich auf Anlagen, die regelmäßig durch ausreichend geschultes Personal betrieben werden.

4 Abluftbehandlung am Abwasserkanal Emscher

4.1 Bemessungsparameter

Die Auswertung der Messungen an 25 Standorten im Einzugsgebiet des Abwasserkanals Emscher sowie der Ergebnisse aus vorangegangenen Messungen in vergleichbaren Gebieten zeigten die Bandbreite der Parameter „Geruchsstoffkonzentration in der Kanalluft“ und „GEP des Abwassers“ auf. Nach gutachterlichem Ermessen wurden die entsprechenden Bemessungswerte der Parameter für die Prognosen aus den Messergebnissen abgeleitet.

4.2 Ausgewählte Verfahren zur Immissionsbegrenzung

Aus den Verfahrensbeschreibungen wird ersichtlich, dass als Verfahren zur Immissionsminderung für im Wesentlichen unbemannten Betrieb an Emissionsquellen von Abwassersystemen **Kamine und Biofilter** zu empfehlen sind. Eine Chemikaliendosierung ist wegen der Korrosionsproblematik wahrscheinlich.

4.3 Entlüftungsstandorte

Sowohl die Abluft aus der Kanaltrasse als auch die aus den Absturzbauwerken war zu betrachten. Die Schemata zur Empfehlungsfindung sind in Abbildung 3 dargestellt.

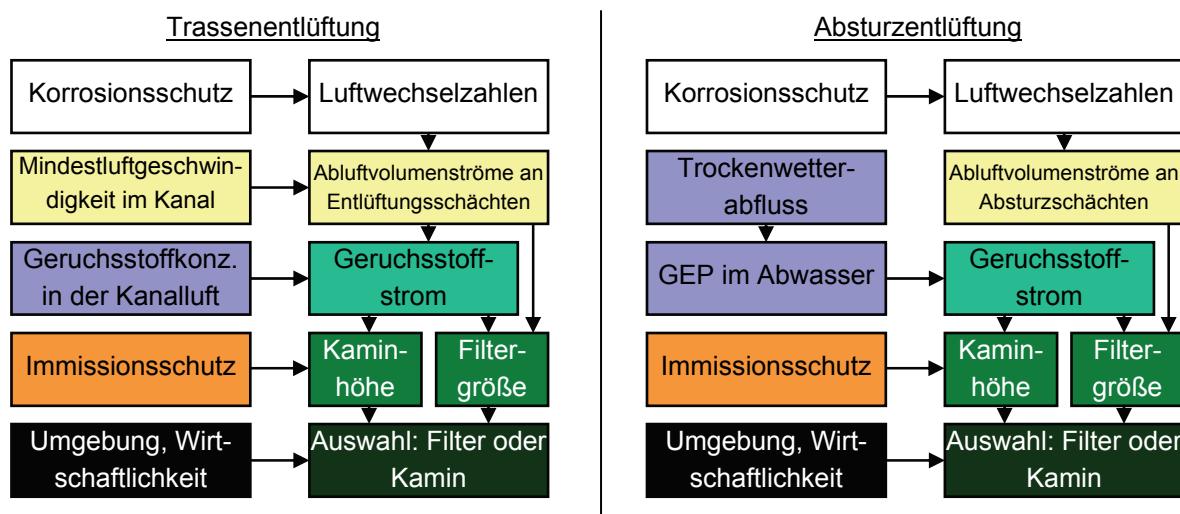


Abbildung 3: Empfehlungsfindung für Trassenentlüftung und Absturzentlüftung

Bei der Trassenentlüftung wurden die Geruchsstoffströme als Produkt aus prognostizierter Geruchsstoffkonzentration und von der DMT ermittelten Abluftvolumenströmen errechnet. An Abstürzen ergaben sich die Abluftvolumenströme aus den Luftwechselzahlen infolge Korrosionsschutzes, die Geruchsstoffströme ergeben sich aus den Abflüssen, Emissionsbeiwerten und dem GEP. An Standorten für kombinierte Trassen- und Absturzentlüftung wurden sowohl Abluftströme als auch Geruchstoffströme berücksichtigt.

Die Geruchsstoffströme waren die Grundlage für die Ausbreitungsberechnungen des RWTÜV, welche zur Berechnung der ggf. erforderlichen Ausleithöhen (=Kaminhöhen) durchgeführt worden sind. Parallel hierzu wurden die ggf. einzusetzenden Biofilter bezüglich Luftvolumenstrom und Geruchsstoffstrom vom Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft ausgelegt.

In Abstimmung mit den am Genehmigungsverfahren beteiligten Landschaftsplänen wurde dann für jeden Standort zwischen Kamin oder Biofilter ausgewählt.

Die Entlüftung der Kanaltrasse ist in Abbildung 4 schematisch dargestellt. Die Entlüftungsanlagen konnten verhältnismäßig frei positioniert werden, so dass die Emissionsquellen von der Bebauung weitestgehend abgerückt werden konnten.

Abstürze wurden vorzugsweise in Vorschächten (siehe Abbildung 5) untergebracht, damit die Emissionen nicht in den Kanal gelangen können.

Die gemeinsame Trassen- und Absturzentlüftung, bei der sich der Absturz in einem der Trasse nahen Entlüftungsschacht, im Entlüftungsschacht selbst (siehe Abbildung 6) oder in einem Zuluftschacht befinden kann, war an einigen Stellen

wirtschaftlich interessant. Bei Planung im Bestand ergab sich diese Variante zwangsläufig.

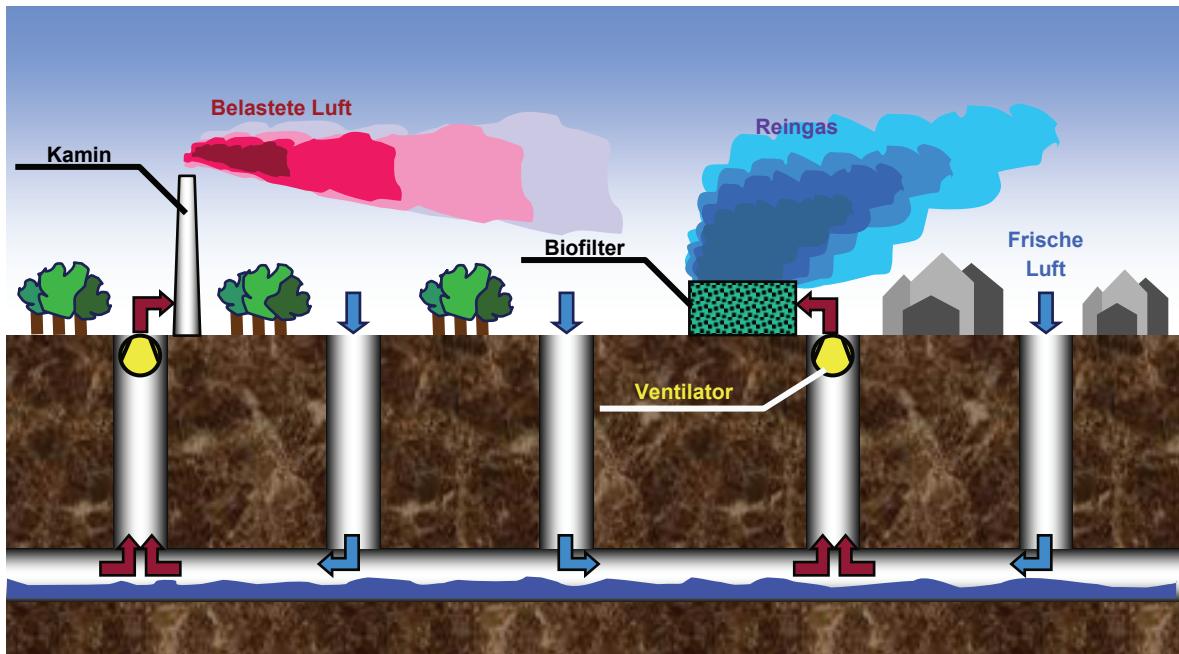


Abbildung 4: Zu- und Abluftstandorte am Hauptsammler

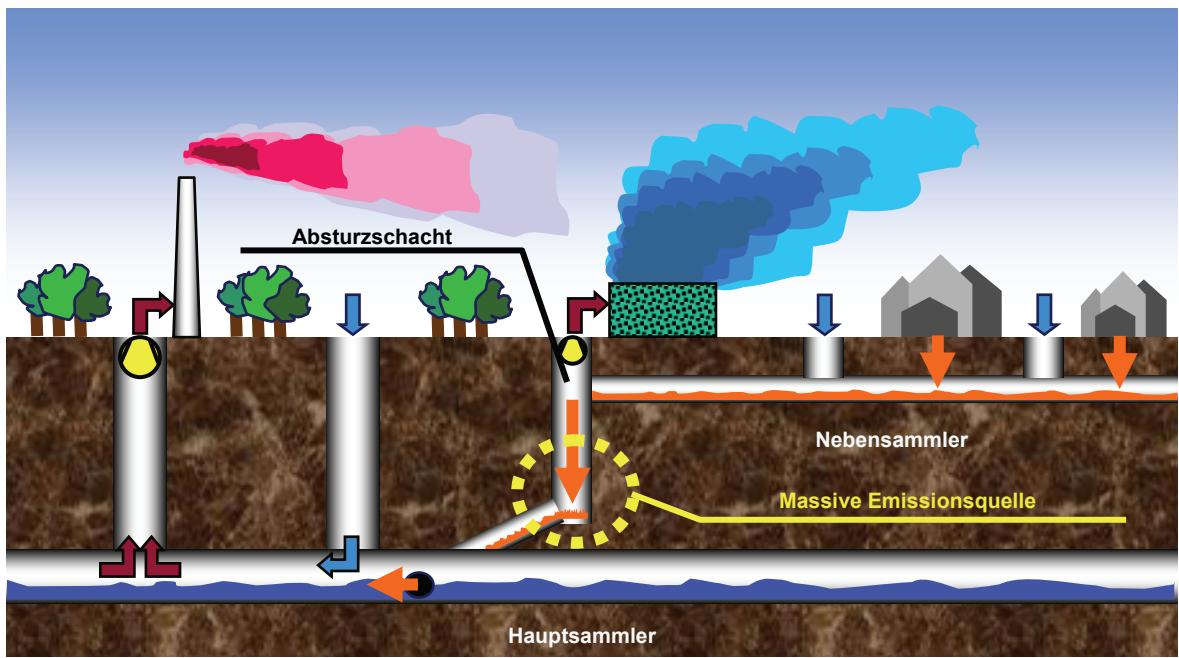


Abbildung 5: Abstürze werden in im Neubaubereich vorzugsweise in Vorschächten
untergebracht

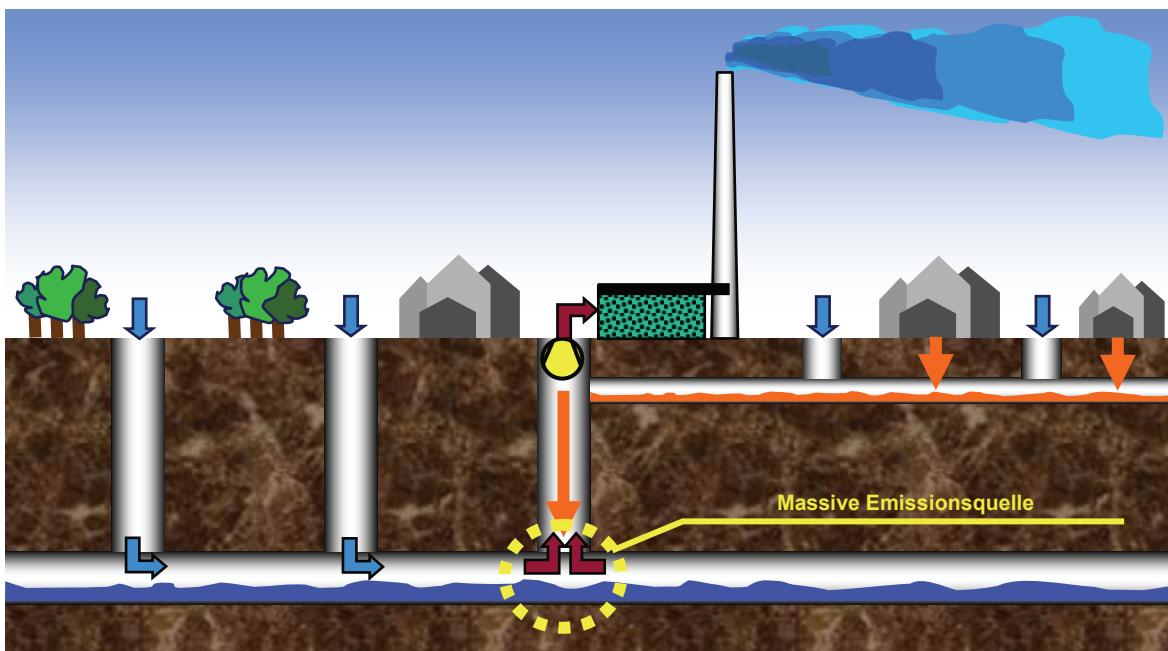


Abbildung 6: *Abstürze im Bestand liegen oft in einem Betriebsschacht des Haupt-sammlers*

4.4 Empfehlung

Insgesamt wurden 42 Standorte verteilt auf einer Kanallänge von 51 km angeordnet. Ein Teil der Standorte ist ausschließlich für die Entlüftung der Trasse zuständig, einige wenige für die gemeinsame Trassen- und Absturzentlüftung und einige dienen ausschließlich der Entlüftung von Absturzbauwerken. Tendenziell wurden bei großen Geruchsstoffströmen Biofilter und bei geringeren Emissionen Kamine empfohlen. Die Anlagen wurden aufeinander abgestimmt. Es handelt sich deshalb nicht um eine Vielzahl von Einzellempfehlungen, sondern um ein ganzheitliches Abluftbehandlungskonzept zur Reduzierung von Geruchsemissionen bzw. von Geruchsimmissionen.

5 Zusammenfassung

Im Rahmen des Gutachtens „Geruchsemissionen“ wurden die Grundlagen für Geruchsemissionsprognosen aus dem Abwasserkanal Emscher ermittelt. Hierfür waren Messungen im Einzugsgebiet des Abwasserkanals durchgeführt worden. Zudem wurden erstmals Emissionsprognosen für Absturzbauwerke durch Versuche unterlegt. Die gängigen Abluftbehandlungsverfahren sind bezüglich der speziellen Randbedingungen am Abwasserkanal Emscher bewertet worden, wobei Kamine

und Biofilter den Anforderungen am besten entsprechen werden. Für jeden Abluftstandort des Abwasserkanals Emscher wurden verschiedene Varianten der Abluftbehandlung aufgezeigt und verglichen.

Unter Berücksichtigung von Umweltschutz, Landschaftsschutz und Wirtschaftlichkeit konnte abschließend ein Gesamtkonzept für die Abluftbehandlung am Abwasserkanal Emscher gefunden werden.

6 Literaturverzeichnis

Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall e.V., ATV-DVWK (2003)

Merkblatt-M 154, Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen - Vermeidung und Verminderung; Ausgabe 10/2003; Hennef

Abwassertechnische Vereinigung e.V., ATV (1996)

Merkblatt-M 204, Stand und Anwendung der Emissionsminderungstechnik bei Kläranlagen - Gerüche, Aerosole; Ausgabe 10/1996; Hennef

Both, R.; Schilling, B. (1997)

Biofiltergerüche und ihre Reichweite – Eine Abstandsregelung für die Genehmigungspraxis. Vorgetragen und als Manuskript verteilt anlässlich der Tagung "Biologische Abluftreinigung" in Maastricht vom 28. - 29.04.1997

BUNR (2002)

Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft); i.d.F. vom 24. Juli 2002. Gemeinsames Ministerialblatt vom 30. Juli 2002 (GMBI. 2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605)

Diener, M. (1997)

Abluftreinigung mit Aktivkohle; VSA-Verbandsbericht Nr. 514

DIN EN 13725 (2003)

Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie; Beuth Verlag, Berlin

Frechen, F.-B.; Köster, W. (1998)

Odour Emission Capacity of Wastewaters - Standardization of Measurement Method and Application; Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, pp. 61-69, 1998, IAWQ, Elsevier Science Ltd., Oxford, Great Britain, ISBN 0 08 043391 X

Görner, K.; Hübner, K. (1999)

HÜTTE Umweltschutztechnik; Springer Verlag, Heidelberg. ISBN 3-540-55897-7

LAI (2004)

Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen –
Geruchsimmissionsrichtlinie – GIRL; i.d.F. vom 21. September 2004;
Länderausschuß für Immissionsschutz, mit Begründung und Auslegungshinweisen
i.d.F. vom 21. September 2004, Düsseldorf, Ministerium für Umwelt, Naturschutz,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz

Thistlethwayte, D. K. (1979)

Sulfide in Abwasseranlagen; Beton-Verlag, Düsseldorf; ISBN: 3764001313

Teichgräber, B.; Geisler, W.; Martini, G.; Althoff, A. (2005)

Umgestaltung des Emschersystems, 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschafts-
liches Symposium, Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT des
Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 27, 2005,
ISBN 3-89958-161-X

VDI-Richtlinie 2443 (1995)

Abgasreinigung durch oxidierende Wäsche; Beuth Verlag, Berlin

VDI-Richtlinie 3477 (2004)

Biologische Abgasreinigung – Biofilter; Beuth Verlag, Berlin

Autor:

Dipl.-Ing. Wolfram Franke
Universität Kassel
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel
Telefon: 0561/804-3991; Telefax: 0561/804-3642
E-Mail: w.franke@uni-kassel.de

Betriebserfahrungen mit Sonderlösungen zur Entwässerung im ländlichen Raum

Frank Wolfgang Günthert und Darius Cvaci,
Universität der Bundeswehr München

1 Einführung

Der Anschlussgrad in Deutschland an die öffentliche Kanalisation hat sich in den letzten Jahren auf 98 % erhöht. Ohne Sonderentwässerungssysteme wäre aus Kostengründen fast unmöglich Gebiete mit geringer Siedlungsdichte mit mangelndem Geländegefälle zu entwässern. Aufgrund der durchgeführten Untersuchungen hat sich herausgestellt, dass Sonderentwässerungssysteme eine Alternative zu der Freispiegelkanalisation sind, wenn eine geringe Siedlungsdichte vorliegt.

Heutzutage spielt in jedem Bereich die Wirtschaftlichkeit eine sehr große Rolle. Außerdem rückt die Qualität und die Nachhaltigkeit der eingesetzten Entwässerungssysteme immer mehr in den Vordergrund. Deshalb müssen die Entwässerungssysteme kostengünstig gebaut und betrieben werden.

Die Wirtschaftlichkeit der Sonderentwässerungssysteme wird durch die fachgerechte Planung vorgegeben, denn nur geplante Anlagen können auch wirtschaftlich betrieben werden. In der Regel ist der Planungsaufwand größer, da sehr detailliert die Einwohnergleichwerte sowie die zukünftige Entwicklung ermittelt werden müssen. Bei zu groß dimensionierten Anlagen kommt es häufig zu Betriebsproblemen wie z.B. hohem Stromverbrauch und Geruchsbelästigungen. Dann fallen hohe Betriebskosten an und treten Beschwerden bei den Bürgern auf. Bei zu klein dimensionierten Anlagen wird das System überlastet und kann seinen Zweck nicht mehr erfüllen.

Die Wahl des Entwässerungssystems erfolgt neben technischen Kriterien mittels einer Kostenvergleichsrechnung, z.B. nach LAWA. Dabei sind alle Kosten (Investitions-, Betriebs-, und Folgekosten) sowie die Randbedingungen einzubeziehen. Dabei sollte das wirtschaftlichste Entwässerungssystem gewählt werden. Neben den Kosten spielt der Betrieb, die Betriebssicherheit und die Kundenzufriedenheit eine große Rolle.

2 Datenerhebung

Um für weitere Planungen Kosten und Betriebserfahrungen zu sammeln, werden mehrere Anlagen mit Sonderentwässerungssystemen untersucht. Bei der Datenerhebung wurde versucht möglichst viele Anlagen mit verschiedenen Randbedingungen zu untersuchen, um möglichst repräsentative Ergebnisse von den Sonderentwässerungssystemen zu gewinnen.

Insgesamt konnten Daten von 16 Vakuumentwässerungsanlagen in 10 Gemeinden sowie von 4 Druckentwässerungsanlagen in 3 Gemeinden erfasst werden.

2.1 Anschlussgröße

Die Sonderentwässerungssysteme sind besonders für den Einsatz im ländlichen Raum für kleine Siedlungen mit einer geringeren Einwohnerdichte mit größeren Entfernung geeignet.

Bei der größten untersuchten Entwässerungsanlage waren 1.800 Einwohner an einer Vakuumstation angeschlossen. Die Bandbreite (s. Abbildung 1) liegt zwischen 132 EW und 1.800 EW bei der Vakuumentwässerung und zwischen 21 EW und 360 EW bei der Druckentwässerung.

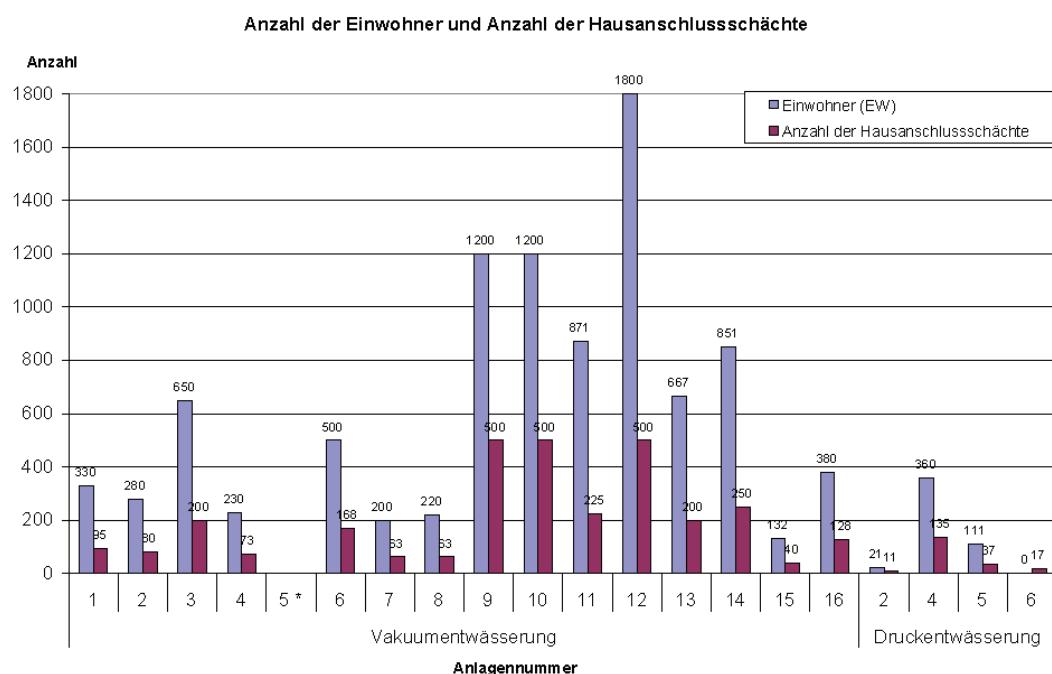
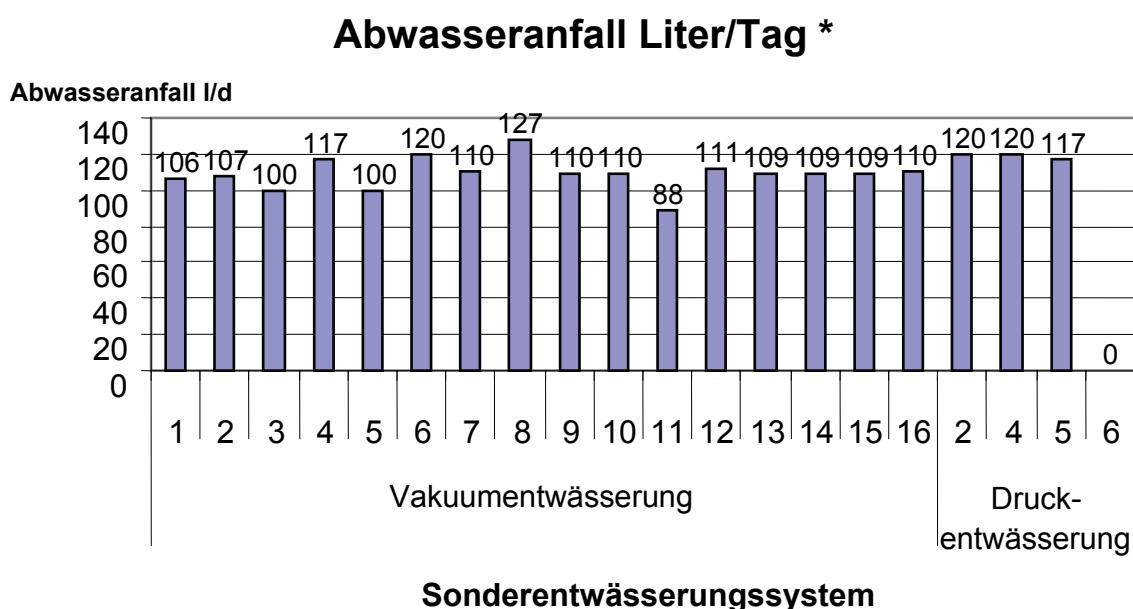


Abbildung 1: Anzahl der Einwohner und der Hausanschlusschäfte der untersuchten Anlagen

2.2 Spezifischer Abwasseranfall

Der Abwasseranfall pro Einwohner und Tag geringer ist als der empfohlene Bemessungswert von 150 l/EW pro Tag. Dies ist nicht nur auf den Einsatz der Sonderentwässerungssysteme zurückzuführen sondern auf den allgemein geringeren Wasserverbrauch (Sparmaßnahmen). Die Ermittlung des tatsächlichen Abwasseranfalls ist für die Bemessung der Sonderentwässerungssysteme sehr wichtig, da nur genau bemessene Anlagen auch unter wirtschaftlichen Bedingungen betrieben werden können. Bei den Untersuchungen hat sich ein durchschnittlicher Abwasseranfall von 109 l/EW pro Tag bezogen auf dem Trinkwasserverbrauch herausgestellt (s. Abbildung 2).



*bezogen auf den Trinkwasserverbrauch

Abbildung 2: Spezifischer Abwasseranfall

2.3 Systemkennzahlen der untersuchten Anlagen

Der Verhältnis Leitungslänge / Hausanschluss gibt Aufschluss über die Einwohnerdichte des entwässerten Gebietes. Zudem ist das ein Indikator für den Stromverbrauch, der bei den Sonderentwässerungssystemen eine sehr wichtige Rolle spielt. Die Werte liegen zwischen 30 m (10 bei sehr günstigen Verhältnissen) und 83 m (bei erschwerten Bedingungen) Leitungslänge pro Hausanschluss. Ein grö-

Ùerer Wert zeigt eine geringere Einwohnerdichte und dadurch wächst der Energiebedarf für den Abwassertransport erheblich. Der Durchschnittswert der untersuchten Anlagen liegt bei 38,5 m / Hausanschluss. Der wirtschaftliche Bereich liegt zwischen 30 und 50 m/Hausanschluss. Der wirtschaftliche Bereich (für das Verhältnis Leitungslänge/Einwohner) liegt zwischen 8,33 und 15,15 m/EW. (s. Abbildung 3)

Bei der Druckentwässerung gibt der Verhältnis Leitungslänge/Hausanschluss auch Aufschluss über die gesamte Einwohnerdichte des entwässerten Gebietes. Dies ist für die Stromverbrauchermittlung nebensächlich, da der Stromverbrauch in erster Linie von dem zu überwindenden Höhenunterschied abhängig ist und meistens von dem Hauseigentümer bezahlt wird.

Dieser Parameter kann zu der Abschätzung möglicher Geruchsprobleme dienen. Je größer dieser Wert ist, desto größer ist das stehende Abwasservolumen in der Leitung, was zu einer stärkeren Geruchsbelästigung führen kann.

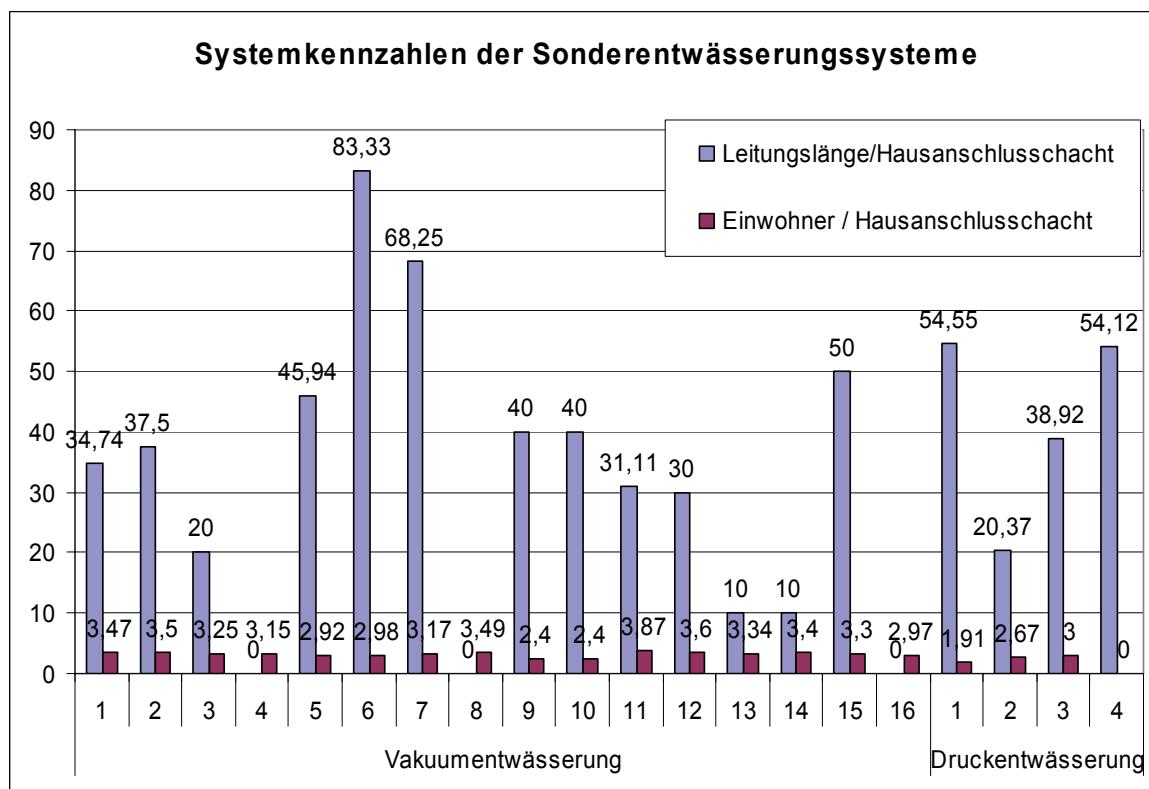


Abbildung 3: Systemkennzahlen der untersuchten Anlagen

3 Kosten der Sonderentwässerungssysteme

Investitionskosten des Entwässerungssystems

Die Baukosten bei den Sonderentwässerungssystemen sind wegen der geringeren Erdbauarbeiten (geringeren Einbautiefen) dem möglichen Einsatz der automatisierten Einbauverfahren und geringerer Rohrdurchmesser deutlich günstiger als bei Freispiegelleitungen.

Betriebskosten des Entwässerungssystems

Die Betriebskosten der Sonderentwässerungssysteme sind je nach Randbedingungen 2- bis 5 -Mal größer als bei der Freispiegelkanalisation. Die Betriebskosten hängen stark von den Systemen und den jeweiligen Randbedingungen ab.

Folgekosten

Bei der Systemwahl sind die Folgeerscheinungen wie Geruchsbelästigung und die damit verbundene Folgekosten für Geruchsvermeidungsmaßnahmen, die auf die Gesamtdauer der Anlage einen erheblichen Kostenfaktor darstellen kann, mit zu berücksichtigen.

Bei der Wahl des Entwässerungssystems sollten jedoch nicht nur Kostengründe im Vordergrund stehen. Die Berücksichtigung der technischen, wirtschaftlichen und betrieblichen Aspekte ist erforderlich unter Einbeziehung aller Randbedingungen, um ein preisgünstiges und nachhaltiges Entwässerungssystem herzustellen und zu betreiben.

4 Geruchsprobleme

4.1 Freispiegelsystem

Geruchsprobleme sind bei diesem System nicht zu erwarten, wenn Ablagerungen und zu lange Fließzeiten vermieden werden. Bekämpfungsmaßnahmen sind zum Beispiel das regelmäßige Kanalspülen, andere Reinigungsmethoden oder die Zusage von Hilfsmitteln.

4.2 Vakuumsystem

Bei der Gesamtbetrachtung aller Vakumanlagen ergibt sich folgendes Bild: In 44 % aller Fälle war bei der Vakuumstation eine Geruchsbelästigung vorhanden (s. Abbildung 4) aber in nur 13% (2 von 16 Anlagen) (s. Abbildung 5) waren Bürger betroffen. Das zeigt, dass eine Geruchsbelästigung bei der Vakumentwässerung

nicht auszuschließen ist, aber die Gefahr ist deutlich geringer im Vergleich zu der Druckentwässerung.

Ist eine Geruchsbelästigung vorhanden?

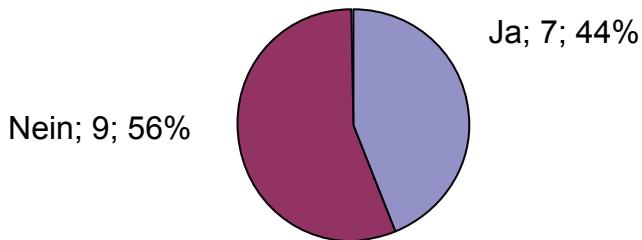


Abbildung 4: Geruchsbelästigung bei der Vakuumstation

Sind Bürger betroffen?

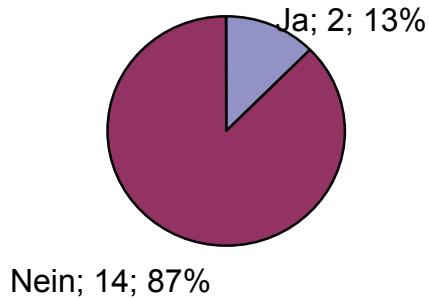


Abbildung 5: von Geruchsproblemen betroffene Bürger

Das Volumen der Vakuumtanks bei der Vakuumstation wirkt sich auf die Geruchsentstehung aus. Je mehr Tanks im Betrieb sind, desto größer ist die Aufenthaltszeit des Abwassers im System. Meist werden aus Kostengründen häufig Vakuumanlagen nur noch mit einem Tank gebaut. Zwar wirkt sich das positiv auf die Geruchsbelästigung aus, dafür ist eine geringere Entsorgungssicherheit vorhanden.

4.3 Druckentwässerungssysteme

Die Geruchsbelästigung tritt bei den Druckentwässerungsanlagen beim Übergangschacht auf. Überwiegend wird die Druckentwässerung in weniger dicht besiedelten Gebieten eingesetzt. Dadurch entsteht ein großes Rohrleitungsvolumen was die Aufenthaltszeit des Abwassers im System deutlich vergrößert. Teilweise beginnt schon das Faulen des Abwassers im Pumpschacht. Das Ein und Ausschalten der Pumpen wird durch Niveaumessung gesteuert. Dadurch ist eine gewisse Mindestmenge an Abwasser erforderlich. Da in ländlichen Gebieten die Einwohneranzahl pro Einfamilienhaus- Pumpschacht gering ist, muss das Abwasser länger gesammelt werden. Die Aufenthaltszeit des Abwassers im Pumpschacht wird größer. Da im Sommer durch die geringe Abwassermenge und die höheren Temperaturen Fäulnisgerüche schon im Pumpschacht entstehen, wird dieser gerne abgedeckt z.B. durch Blumentöpfe oder andere Gegenstände. Die Be- und Entlüftung ist daher nicht mehr vorhanden. Die biogene Schwefelwasserstoffbindung und die Korrosion treten verstärkt auf.

Mit einer Druckluftspülung kann die Leitung täglich freigeblasen werden. Die Wirkung der Druckluftspülung hängt von der Rohrleitungsverlegung ab. Werden die Leitungen mit Hoch- und Tiefpunkten verlegt, so ist eine Freiblasung des Rohres gewährleistet. In diesem Fall ist die Wirkung der Druckluftspülstation gut. Eine geringe Abwassermenge wird im System jedoch in den Tiefpunkten ableiben. Falls die Leitungen gerade verlegt worden sind, ohne Hoch und Tiefpunkte, so wirkt der Spulstoß nur am Anfang. Danach gleitet die Luftmenge nur an der Wasseroberfläche vorbei. Die Leitungen werden nicht frei gespült. Die Mindestgeschwindigkeit kann trotz der Luftspülung nicht eingehalten werden. Trotz der Luftspülung treten Geruchsprobleme auf.

5 Betriebssicherheit

Ein wesentlicher Aspekt der bei der Systemwahl, neben der Wirtschaftlichkeit, berücksichtigt werden muss, ist die Betriebssicherheit der Sonderentwässerungssysteme. Deshalb wurde bei der Datenerhebung besonders auf die Störungshäufigkeiten und auf die meist auftretenden Störungsquellen geachtet. In über 50% ist der Bürger wegen nicht sachgemäßem Umgang mit dem Entwässerungssystem für die verursachten Schäden verantwortlich. Viele Störungen der Hausanschluss- und Pumpschächte treten am Wochenende oder an den Feiertagen auf. Gleich nach der Inbetriebnahme des Entwässerungssystems treten verstärkt Störungen auf. Die Störungsquote geht in den ersten 6 Monaten bis ca. 1 Jahr stark zurück. Die Störungsquellen hängen meist von den Systemeinstellungen ab.

Die Erhebungen über die Störungen der Hausanschlusschäfte beziehen sich auf ein Betriebsjahr. Im Gesamten lässt sich die Störhäufigkeit wie folgt darstellen (Abbildung 6 und Abbildung 7):

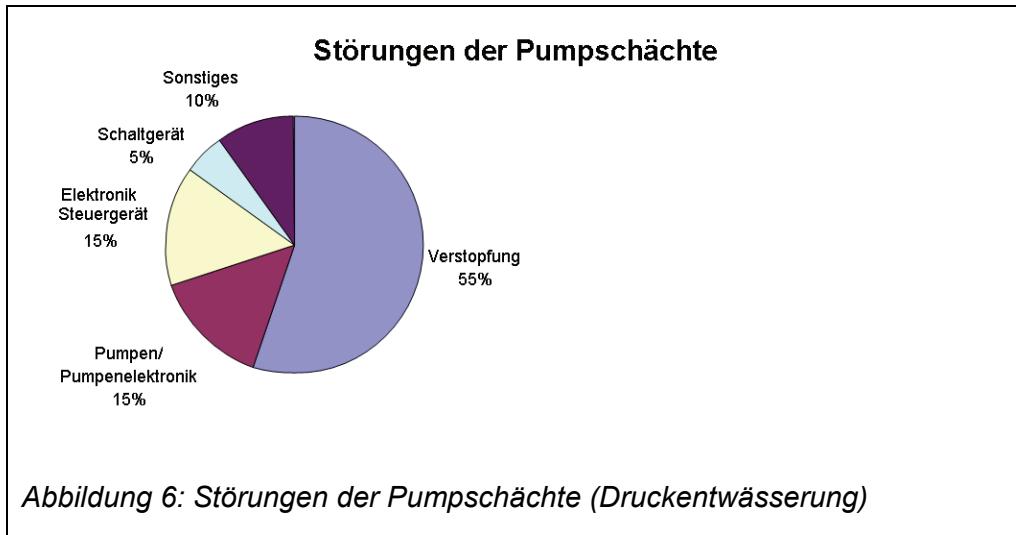


Abbildung 6: Störungen der Pumpschäfte (Druckentwässerung)

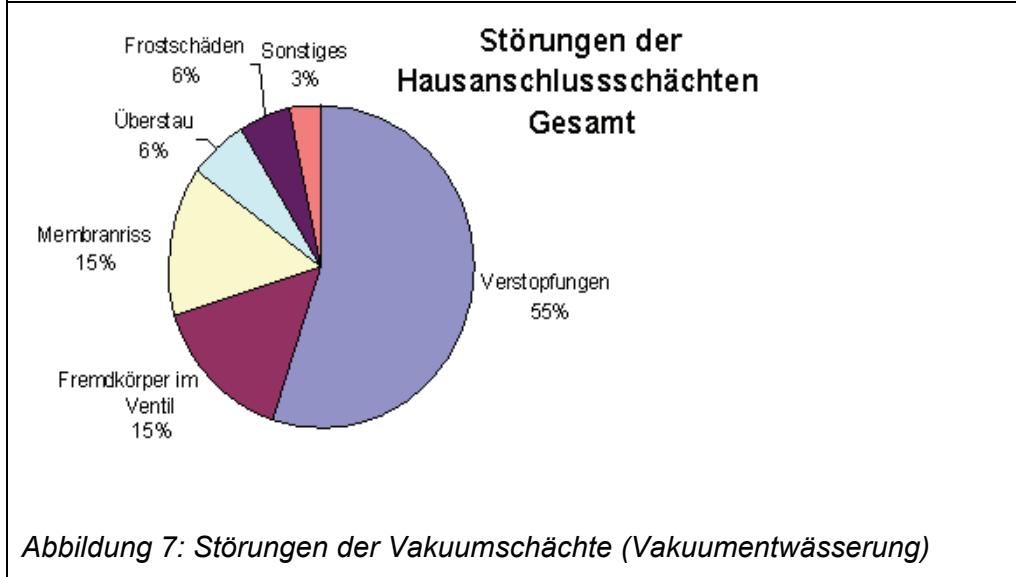


Abbildung 7: Störungen der Vakumschäfte (Vakumentwässerung)

6 Zusammenfassung

Für die Auswahl zwischen Druck- und Vakumentwässerung sind nachfolgende Kriterien zusammengestellt.

Vorteile der Druckentwässerung im Vergleich zur Vakumentwässerung:

- ➲ Die Druckentwässerung ist nicht auf 3 bis 4 km Stranglänge begrenzt.
- ➲ Besonders bei kleinen Siedlungen ist die Druckentwässerung kostengünstiger
- ➲ Die maximale Förderhöhe der Druckentwässerung beträgt i.d.R. ca. 10 m

- ⇒ Kostengünstiger Rohreinbau mittels automatisierter Einbauverfahren (Pflug, Fräse)
- ⇒ Das System ist nicht von den einzelnen Hausanschlüssen abhängig

Vorteile der Vakumentwässe rung im Vergleich zur Druckentwässe rung:

- ⇒ Die Gefahr der Geruchsbelästigung ist deutlich geringer zur Druckentwässe rung (beim Übergabeschacht)
- ⇒ Für größere Siedlungen ist die Vakumentwässe rung kostengünstiger
- ⇒ Die geringere Wartungsaufwand der einzelnen Hausanschlüsse (ca. 15-30 min) pro Hauschlusschacht im Vergleich zu den Pumpschächten der Druckentwässe rung (ca. 2-3 Stunden).

7 Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Auftrag der Münchner Stadtentwässe rung (MSE) durchgeführt. Die Autoren bedanken sich für die finanzielle Unterstützung und bei den beteiligten bayrischen Kommunen für die Verfügung Stellung der Betriebs- und Kostendaten.

8 Literatur

Reicherter, E.; Günthert, F.W. (2001)

Investitionskosten der Abwasserreinigung, Oldenbourg-Verlag,
ISBN 3-486-26507-5

Günthert, F.W.; Walter, G.; Reicherter, E. (2000)

Kostengünstiger Bau von Abwasserleitungen – eine Alternative zur dezentralen Entsorgung, Korrespondenz Abwasser 2000 (47) Nr. 10, S. 1465 – 1474

Schubert, W., Günthert, F.W. (2002)

Geruchsemissionen aus Abwasserleitungen und deren Vermeidung, DWA Fortbildungskurs K/6 Oktober 2002

Günthert, F.W., Walther, G. (2002)

Kanalanschlüsse im ländlichen Raum mit modernen Rohreinbautechniken.
Umwelt Praxis 3/2002, S. 21-29

Autoren:

Prof. Dr.-Ing. Frank Wolfgang Günthert, Dipl.-Ing. Darius Cvaci

Institut für Wasserwesen

Professur für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Universität der Bundeswehr München

Werner-Heisenberg-Weg 39, 85577 Neubiberg

Telefon: 089/ 6004-2156; Telefax: 089/ 6004-3858

E-Mail: wolfgang.guenthert@unibw.de

Mischwasserbehandlung aus der Sicht des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV)

Eberhard Port, Wiesbaden

1 Einleitung

Nachdem sich die Belastung der Gewässer durch Abwassereinleitungen in den letzten Jahren durch den zielgerichteten Ausbau der Abwasserbehandlungsanlagen erheblich reduziert hat, sind die Ableitungen aus der Mischwasserkanalisation, die in der Bundesrepublik und auch in Hessen überwiegend zum Einsatz kommt, stärker in den Blickpunkt gerückt.

An Mischwassereinleitungen sind, je nach der örtlichen Situation, teilweise Beeinträchtigungen des Oberflächengewässers festzustellen. In diesen Fällen sind zur Erreichung des im § 7 des Hessischen Wassergesetzes (vgl. auch Wasserrahmenrichtlinie - WRRL [1]) formulierten Ziels eines "guten ökologischen und chemischen Zustandes" weitergehende Maßnahmen der Mischwasserbehandlung erforderlich.

Die aus Mischsystemen resultierenden Belastungen werden im Regelfall durch die entsprechende Dimensionierung der Entlastungsanlagen z.B. entsprechend dem ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 128 [2] reduziert.

In den Fällen, in denen aufgrund des Gewässers, in das die Einleitung erfolgt, eine weitergehende Reduzierung der Belastung erforderlich ist, können Retentionsbodenfilter mit Erfolg eingesetzt werden. Auch das ATV-DVWK-Merkblatt 153 [3] beschreibt Bodenfilter als wirkungsvolle Maßnahme zur Behandlung von Regenwasser.

Für Retentionsbodenfilter wurden bisher keine konkreten Anforderungen an die Planung, den Bau und den Betrieb im Regelwerk definiert. Eine DWA-Arbeitsgruppe hat im August 2004 einen ersten Entwurf für ein Merkblatt (M 178) vorgelegt. Auf der Grundlage der vorliegenden Stellungnahmen ist davon auszugehen, dass auch mit dieser Veröffentlichung ein bundeseinheitliches Vorgehen bei der Errichtung und dem Betrieb derartiger Anlagen noch nicht gegeben sein wird. Mit einer Veröffentlichung ist voraussichtlich noch in diesem Jahr zu rechnen.

2 Anforderungen an Mischwassereinleitungen

Die Belastungen aus Mischwassereinleitungen sind im Übereinstimmung mit den geltenden Anforderungen der §§ 7a und 18 b des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) und dem § 51 des Hessischen Wassergesetzes (HWG) so gering zu halten, wie das bei Einhaltung des Standes der Technik möglich ist.

Als Grundlage für die Bemessung und Gestaltung der notwendigen Mischwasserentlastungsbauwerke für die Einhaltung der emissionsbezogenen Anforderungen steht das ATV-Arbeitsblatt A 128 zur Verfügung. In Hessen wurden hierzu ergänzende Regelungen für die Antragsprüfung und Bewertung derartiger Einleitungen eingeführt. Die Prüfung der Einhaltung der Anforderungen erfolgt auf der Basis des Schmutzfrachtsimulationsmodells "SMUSI".

Die Beurteilung von Schmutzfrachtberechnungen gestaltet sich durch die zunehmende Komplexität der Entwässerungsnetze immer schwieriger und zeitaufwändiger. Dies resultiert unter anderem auch aus dem Bestreben der Betreiber von Abwasseranlagen, die Möglichkeiten zur Kosteneinsparung weitergehend zu nutzen. Um allen, die das Programm "SMUSI" nur sporadisch anwenden, eine sachgerechte Prüfung und Bewertung zu ermöglichen, wurde ein Leitfaden zur Beurteilung von Schmutzfrachtberechnungen erstellt und im Internet veröffentlicht [4].

Die Zielsetzung eines guten ökologischen und chemischen Zustands kann für einige Gewässer nur erreicht werden, wenn weitergehende Maßnahmen der Mischwasserbehandlung durchgeführt werden. Für die immissionsbezogene Betrachtung der Gewässerbelastungen aus Mischwassereinleitungen gibt es im ATV-DWWK Merkblatt M 153 und im BWK-Merkblatt M 3 [5] Empfehlungen.

Auf der Basis dieser Ausarbeitungen und unter Berücksichtigung der in Hessen vorliegenden Erfahrungen mit der Anwendung eines Leitfadens aus dem Jahr 1997, der Erstellung der Güteberichte, der Gewässerstrukturmöglichkeiten, den SMUSI-Berechnungen sowie der Ausarbeitungen zur Zustandsbeschreibung nach der WRRL wurde ein neuer "Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen" [6] erstellt.

Dem Anwender wird es damit ermöglicht, Belastungen durch Abwassereinleitungen und andere Belastungsursachen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Gewässer, auch im Falle von überlagernden Wirkungen mehrerer Ursachen, zu beurteilen. Es werden in dem Leitfaden insbesondere auch Hinweise auf die Maßnahmenwahl gegeben.

3 Bau von Retentionsbodenfiltern

Gewässerbelastungen durch Einleitungen aus Mischwasserentlastungsanlagen treten insbesondere bei starken Regenfällen auf, bei denen aus diesen Anlagen der Anteil des Mischwassers, der nicht zur Kläranlage abgeleitet werden kann, direkt in das Gewässer eingeleitet wird. Die ökologischen Auswirkungen derartiger Einleitungen hängen von dem Verhältnis der Einleitungsmenge zum Abfluss im Gewässer sowie von der Häufigkeit der Einleitungen und der Verschmutzung des eingeleiteten Wassers ab. Diese Einleitungen führen im Gewässer zu einer stofflichen und hydraulischen Belastung. Sie können damit Einfluss auf die Sauerstoffzehrung haben, zu einer Schädigung oder Veränderung der Lebensgemeinschaften im Gewässer, zu einer Verschlammung der Sohle, zu einer Veränderung der Gewässerstruktur (Erosion) und zu einer Einschränkung der möglichen Gewässernutzungen führen.

Wie die bisherigen Erfahrungen zeigen, stellen Retentionsbodenfilter eine gute Möglichkeit dar, diese Belastung wirksam zu reduzieren. Retentionsbodenfilter sind nach unten abgedichtete Bodenkörper, in denen das zugeführte Regen- oder Mischwasser in einem Retentionsraum zwischengespeichert wird, anschließend durch den Filterboden versickert und über ein Drainagesystem gedrosselt in das Gewässer abgegeben wird [7]. Durch die Ablaufdrosselung wird eine Mindestaufenthaltszeit im Filter und damit eine ausreichende Reaktionszeit im Bodenkörper erreicht. Die Bepflanzung der Retentionsbodenfilter, die meist mit Schilf erfolgt, dient in erster Linie der Bildung einer Streuschicht, die die abfiltrierbaren Stoffe zurückhält und das Kolmatieren des Filters verhindert.

In den Mischwasserkanalisationen werden Retentionsbodenfilter als "zweite Behandlungsstufe" den Regenüberläufen, Regenrückhaltebecken oder Stauraumkanälen nachgeschaltet. Die erste Stufe der Mischwasserbehandlung hat die Aufgabe, den Filter vor zu hohen Feststoffbelastungen zu schützen und kann daher im Vergleich zu den konventionellen Entlastungsanlagen deutlich geringer ausgelegt werden.

Als Zielsetzung für den Einbau von Retentionsbodenfiltern lassen sich folgende Punkte festhalten [8]:

- ⌚ Verringerung der hydraulischen Belastung des Gewässers durch die Retentionswirkung,
- ⌚ weitgehende Reduzierung partikular gebundener und gelöster Stoffe,
- ⌚ Vermeidung von Belastungen der Gewässer mit sauerstoffzehrenden und toxischen Stoffen,
- ⌚ Reduzierung der Keimbelastung,

⌚ Entlastung der Kläranlage.

Damit kommen Retentionsbodenfilter in erster Linie dann in Betracht, wenn Niederschlagswasser- und Mischwassereinleitungen zu ökologisch kritischen Zuständen führen, weitergehende Maßnahmen zur Belastungsverminderung erforderlich sind, bereits ein Regenüberlaufbecken vorhanden ist, das in seiner Leistungsfähigkeit nicht ausreicht und wenn genügend Fläche für den Retentionsbodenfilter vorhanden ist.

Retentionsbodenfilter werden seit vielen Jahren zur Niederschlags- und Mischwasserbehandlung eingesetzt. Die erste Pilotanlage in Hessen wurde 1993 in Fulda gebaut.

Die bisherigen Untersuchungen mit den in Deutschland gebauten mehr als 100 Retentionsbodenfiltern haben gezeigt, dass mit dieser naturnahen Technik ein hoher Wirkungsgrad und eine nachhaltige Entlastung des Gewässers erreicht werden kann.

Da das Regelwerk bisher noch keine allgemein gültigen Anforderungen an Retentionsbodenfilter enthält, war es erforderlich, für die Bemessung, den Bau und den Betrieb derartiger Anlagen in Hessen Anforderungen zu definieren. Die eingeführten vorläufigen Empfehlungen [9] sollen für die Wasserbehörden, die Planer und die Betreiber zur Unterstützung dienen.

Die Empfehlungen gelten für die Bemessung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem als Kombination aus einer vorgesetzten Absetzstufe und einem Retentionsbodenfilter. Zusätzlich werden Hinweise gegeben für den Fall, dass statt eines Regenüberlaufbeckens andere vorgesetzte Bauwerke zum Einsatz kommen sollen.

Derzeit wird ein Pilotprojekt durchgeführt, welches zum Ziel hat, die Basis für die Überarbeitung dieser Empfehlungen zu erweitern [10]. Eine Fortschreibung ist noch in diesem Jahr vorgesehen. Einige wesentliche Aspekte für die Überarbeitung werden nachfolgend bereits angesprochen.

3.1 Vorgesetzte Absetzstufe

Um eine Kolmation des Retentionsbodenfilters durch zu hohe Feststoffbelastung zu vermeiden, sollte generell eine Absetzstufe vorgesetzt werden. Die Bemessung des Volumens der vorgesetzten Absetzstufe kann mit der Simulation mit einem N/A-Modell, vorzugsweise einer Schmutzfrachtsimulation, erfolgen. Als bauwerksbezogene Entlastungsrate der vorgesetzten Absetzstufe sollen 55 % nicht überschritten werden.

Die mit dem Abwasserstrom mitgeführten Schwimmstoffe sollten durch geeignete Maßnahmen (z.B. Siebrechen auf der Überfallschwelle des Trennbauwerks) zurück gehalten werden. Die Abmessungen der Absetzstufe sind so zu wählen, dass die jeweilige bauwerksspezifische Standardklärbedingung gemäß DWA-Regelwerk eingehalten wird.

3.2 Bemessung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfiltern

Retentionsbodenfilter werden errichtet, um einen möglichst großen Anteil des entlasteten Mischwassers stofflich zu behandeln und die hydraulische Belastung des Gewässers zu dämpfen. Daher ist es sinnvoll, den Retentionsbodenfilter sowohl mit dem Klärüberlauf als auch mit dem Beckenüberlauf der vorgeschalteten Absetzstufe zu beschicken.

Der Nachweis hinsichtlich der Einhaltung der in Hessen maßgeblichen Mindestanforderungen ($250 \text{ kg CSB}/\text{ha}_{\text{Ared.}}$) des gesamten Systems, bestehend aus der vorgeschalteten Absetzstufe und dem Retentionsbodenfilter, kann mit einer Schmutzfrachtsimulation durchgeführt werden. Dabei ist in dem rechnerischen Nachweis für den Retentionsbodenfilter lediglich die Absetzwirkung und Filtration für die absetzbaren bzw. die abfiltrierbaren Stoffe einzusetzen.

Hinsichtlich der immissionsbezogenen Betrachtung ist bei der Fortschreibung in diesem Jahr geplant, unter Berücksichtigung des oben genannten Leitfadens [6] die Anforderungen an den hydraulischen Nachweis der Retentionsbodenfilter zu definieren. Die immissionsbezogene Betrachtung der stofflichen Belastung und die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Bemessung werden voraussichtlich erst nach Abschluss des laufenden Pilotprojektes zur Verfügung stehen.

In erster Annäherung kann in der Berechnung von einem Speichervolumen des Retentionsbodenfilters von dem 5-fachen Volumen der vorgeschalteten Absetzstufe ausgegangen werden. Die Filterfläche ergibt sich aus dem erforderlichen Speichervolumen und einer Einstautiefe von 1,0 m. Der Drosselabfluss, der bisher mit $0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ angegeben wurde, soll in Abhängigkeit der Einstauhöhe neu festgelegt und auf $0,02 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ erhöht werden. Eine Verringerung dieses Wertes erfordert den Nachweis, dass eine zusätzliche Entlastung über den Filterablauf nicht erfolgt.

Das Speichervolumen und die Filterfläche sollen in der iterativen Berechnung so gewählt werden, dass eine jährliche Stapelhöhe von 40 m (bisher 30 m) nicht überschritten wird.

Für die ordnungsgemäße Funktion und zur Vermeidung von Erosionsschäden sind eine gleichmäßige Beschickung und eine Schwellenbelastung am Einlaufbauwerk von unter 100 - 150 l/s*m zu empfehlen.

Aufgrund der vorliegenden Erfahrungen kommt bei neueren Filtern meist ein sandiges Material zum Einsatz. Dieses bietet gegenüber bindigem Material den Vorteil, dass es hinsichtlich der Korngrößenverteilung und der chemischen Zusammensetzung (Zuschlagstoffe) so eingestellt und auch so eingebaut werden kann, dass eine gleichmäßige Durchströmung erfolgt.

Werden keine speziellen Anforderungen an die Reinigungsleistung gestellt, so besteht der Filter aus einer 80 - 100 cm starken Sandschicht mit einer Körnung von 0/2 mm. Es sollte eine steile Körnungslinie mit d_{60}/d_{10} von < 4 angestrebt werden. Die Empfehlungen werden hinsichtlich genauerer Angaben zur Sieblinie noch ergänzt. Die Filterstabilität sollte nach TERZAGHI nachgewiesen werden. Bindige Böden bzw. Zuschlagstoffe können bei besonderen Anforderungen zum Einsatz kommen.

Eine Bepflanzung der Filteroberfläche mit Schilf ist erforderlich. Sie führt zu einer ausgeprägten Stockwerksedimentation, beugt einer eventuellen Kolmation und Erosion des Filters vor und bildet die für die Funktion wichtige Streuschicht.

Die Dränageschicht besteht aus einer 25 cm starken Kiesschicht der Körnung 2/8 mm. In einem Abstand von 3,0 - 5,0 m werden die Dränrohre mit einer Nennweite > DN 150 verlegt. Die Dränrohre müssen über Kontrollstutzen oder -schächte für eine TV-Befahrung und eine evtl. Spülung zugänglich sein. Vor der Inbetriebnahme ist eine Kamerabefahrung erforderlich.

Als Abdichtung des Filters gegenüber dem Untergrund eignen sich PEHD-Dichtungsbahnen oder eine mineralische Abdichtung.

Als hinreichend dicht kann in der Regel auch eine etwa 60 cm mächtige anstehende Bodenschicht mit einem Durchlässigkeitsbeiwert $k_f < 10 - 8 \text{ m/s}$ (Ton) gelten. Die Abwasseranlagen dürfen dann nicht in den höchsten bekannten Grundwasserstand eintauchen. Bei Durchlässigkeitsbeiwerten des anstehenden Bodens $k_f \geq 10 - 8 \text{ m/s}$ (Schluff / Feinsand) ist grundsätzlich eine künstliche Dichtung (Foliendichtung oder Lehmdichtung) erforderlich. Zukünftig ist eine Dichtheitsprüfung nach Einbau und vor der Inbetriebnahme notwendig.

Zur Steuerung des Filterablaufs ist eine steuerbare Drosselinrichtung zweckmäßig. Es ist sinnvoll, größere Anlagen mit Abflussregulierungen auszustatten. Der Ablauf sollte aufgrund seiner Konstruktion zu einer physikalischen Wiederbelüftung beitragen.

Die regelmäßige Beschickung sollte frühestens nach der ersten Vegetationsperiode erfolgen, wenn sich der Schilfbestand ausreichend etabliert hat. Während der Entwicklung des Schilfbestandes ist auf den Schutz der Pflanzen vor Frost und Austrocknung besonders zu achten.

Das Schilf soll nicht gemäht werden. Abgestorbene Rispen verbleiben auf dem Retentionsbodenfilter und bilden die Streuschicht. Diese wirkt als zusätzlicher Filter über dem eingebrachten Filterboden. Eine wesentliche Aufgabe der Bepflanzung ist der Schutz des Retentionsbodenfilters vor Kolmation [11].

4 Finanzierung

Gemeinden, Gemeindeverbände und Abwasserverbände können in Hessen nach Maßgabe der verfügbaren Mittel pauschale Zuweisungen zu den Ausgaben für die Errichtung von Abwasseranlagen erhalten [12]. Gefördert werden Erstinvestitionen. Die Sanierung bestehender und bereits vom Land mitfinanzierter Anlagen sowie die Anpassung an den technischen Standard können nicht gefördert werden. Allerdings können Maßnahmen, die aus zusätzlichen gewässerbezogenen Anforderungen resultieren, gefördert werden. Es handelt sich um ein pauschaliertes Verfahren auf der Basis von Kostenrichtwerten. Hierdurch wird die Handhabung erleichtert und insbesondere ein Anreiz zur Einsparung von Kosten bewirkt. Die Zuweisung orientiert sich an der finanziellen Leistungsfähigkeit der Gemeinde und beträgt in der Regel 35 bis 55 % des ermittelten Kostenrichtwerts.

Dieses bisherige Verfahren der Finanzierung wird zum 1. Januar 2006 umgestellt. Es handelt sich nicht mehr um pauschale Investitionszuweisungen sondern um eine Schuldendiensthilfe. Nach dem neuen Verfahren können die Gemeinden für die Realisierung der Abwassermaßnahme einen Kredit aufnehmen. Das Land Hessen übernimmt auf der Basis der ermittelten Kostenrichtwerte Schuldendiensthilfen in Höhe von einem Prozentpunkt für die jährlich auf die Restschuld gezahlten Zinsen und für Abwasserbehandlungsanlagen von 30 bis 50 %, für die Kanäle von 25 bis 30 %, der jährlich geleisteten Tilgung. Die Höhe des Landesanteils für diese Tilgung orientiert sich an der finanziellen Leistungsfähigkeit der Gemeinde. Dieses Verfahren ermöglicht den Gemeinden die notwendigen Maßnahmen zügig zu realisieren, da die Mittel kurzfristig verfügbar sind.

Nähere Einzelheiten werden derzeit noch abschließend beraten. Die bisherige Verordnung über pauschale Investitionszuweisungen zum Bau von Abwasseranlagen wird entsprechend angepasst.

Werden Retentionsbodenfilter unter Berücksichtigung der vorläufigen Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem

in Hessen gebaut, kann eine Förderung im Rahmen der oben genannten Verordnung erfolgen. Die Kostenrichtwerte schließen alle für den Betrieb der jeweiligen Anlage notwendigen Einrichtungen ein. Den Retentionsbodenfiltern vorgeschaltete Anlagen wie z.B. Regenüberlaufbecken, Stauraumkanäle, Rechen oder Siebe werden zusätzlich berücksichtigt.

Die besonderen Vorteile des Baues von Retentionsbodenfiltern für die Entlastung der Gewässer und die erhöhten Gesamtkosten für die Regen- und Mischwasserbehandlung durch die Einrichtung dieser zusätzlichen Reinigungsstufe werden durch einen pauschalen Zuschlag auf den aus dem Kostenrichtwert ermittelten Betrag für den Retentionsbodenfilter in Höhe von 45 % berücksichtigt.

Durch den festgelegten Zuschlag für den Retentionsbodenfilter und die Möglichkeit, die vorgeschaltete Absetzstufe auf eine Entlastungsrate von 55 % zu begrenzen, werden die Mehrkosten gegenüber einer Anlage, die geeignet ist nur die Mindestanforderungen zu erfüllen, erheblich reduziert und damit ein zusätzlicher Anreiz geschaffen, derartige Anlagen zu realisieren.

5 Folgerungen / Ausblick

Retentionsbodenfilter sind geeignet, die Belastung aus Mischwassereinleitungen nachhaltig zu verringern. Die hydraulische Belastung des Gewässers wird reduziert und vergleichmäßigt sowie gelöste und partikuläre Inhaltsstoffe des eingeleiteten Mischwassers weitgehend zurück gehalten.

Derzeit werden zur Planung und Dimensionierung derartiger Anlagen im Bundesgebiet unterschiedliche Ansätze verwendet. Im Rahmen der hessischen Pilotprojekte werden weitergehende Erfahrungen zu der notwendigen Überwachung, der Leistungsfähigkeit und dem Langzeitverhalten mit derartigen Anlagen gesammelt. Ziel ist es, die neusten Erfahrungen mit Retentionsbodenfiltern allen Beteiligten mit der schrittweisen Fortschreibung der hessischen Empfehlungen zur Verfügung zu stellen.

Die stofflichen Belastungen und insbesondere auch die hydraulischen Belastungen der Gewässer, die aus Mischwasserentlastungsanlagen resultieren und häufig den entscheidenden Belastungsfaktor für das Gewässer darstellen, können durch Retentionsbodenfilter nachhaltig reduziert werden. Es ist derzeit kein anderes Verfahren mit einem vergleichbar hohen Wirkungsgrad für diesen Einsatzzweck und zu vertretbaren Kosten verfügbar. Der Bau von Retentionsbodenfiltern wird im Rahmen eines Landesprogramms finanziell unterstützt.

Mit dem neuen "Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen" steht allen Beteiligten ein wichtiges Instrument für die Bewertung der Einleitungen und zur Auswahl von geeigneten Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen zur Vermeidung nachteiliger Auswirkungen auf das Gewässer zur Verfügung.

6 Literatur

[1] Europäische Gemeinschaft

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, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000, Nr. L 327/1

[2] ATV

Arbeitsblatt A 128, Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen,
GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef

[3] ATV-DVWK

Merkblatt M 153, Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser,
GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef

[4] HMULV

Leitfaden zur effizienten und sicheren Beurteilung von
Schmutzfrachtberechnungen mit dem Modell SMUSI, August 2004,
www.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/abwasser/smusi

[5] BWK

Merkblatt M3, Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V., 2001

[6] HMULV

Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen, September 2004,
www.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/abwasser/leitfaden

[7] MUNLV

Retentionsbodenfilter - Handbuch für die Planung, Bau und Betrieb,
Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz,
Nordrhein-Westfalen, 2003

[8] MUNLV

Bodenfilteranlagen in Nordrhein-Westfalen - Stand der Technik, Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2000, nicht veröffentlicht

[9] HMULV

Vorläufige Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Hessen, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz,
www.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/abwasser

[10] FG Siedlungswasserwirtschaft (Universität Kassel)

Untersuchungsvorhaben "Retentionsbodenfilter (RBF) in Hessen,
Zwischenberichte der Projekte, nicht veröffentlicht

[11] Born

Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfiltern,
Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenreihe der Fachgebiete
Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Kassel,
Heft 21, 2002

[12] HMULV

Verordnung über pauschale Investitionszuweisungen zum Bau von
Abwasseranlagen vom 26. April 2002, geändert mit Verordnung vom 8. Juli 2003,
GVBl. I S. 228, www.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/abwasser

Autor:

Dr.-Ing. Eberhard Port
Hessisches Ministerium für Umwelt,
ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV)
Mainzer Str. 80, 65189 Wiesbaden
Telefon: 0661/815-1335; Telefax: 0661/815-1941
E-Mail: e.port@hmulv.hessen.de

RBF-Anlagen Fulda, Perfgebiet, Oberelsungen: Stand der Forschungsarbeiten

Jörg Felmeden, Universität Kassel

1 Einführung

Nachdem durch den Ausbau der kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen die Schadstofffrachten, die in die Gewässer eingeleitet werden, erheblich reduziert wurden, kommt im Hinblick auf die Gewässerreinhaltung der weiteren Reduzierung der Belastung durch Mischwasserentlastungsanlagen und den Einleitungen von Regenwasser in die Gewässer eine besondere Bedeutung zu. Es sind daher zum Schutz der Gewässer vor übermäßiger hydraulischer und stofflicher Belastung durch Mischwassereinleitungen entsprechende Maßnahmen der Mischwasserbehandlung vorzusehen. Dies geschieht meist in Form von Regenüberlaufbecken, in denen das Mischwasser mechanisch behandelt wird. Als Grundlage für die Bemessung und konstruktive Gestaltung der Entlastungsanlagen im Mischsystem gelten die Richtlinien des Arbeitsblattes-A 128 (ATV 1992) als technisches Regelwerk.

Außer dieser konventionellen Möglichkeit der Mischwasserbehandlung zur Einhaltung der Normalanforderungen werden in letzter Zeit auch vermehrt Retentionsbodenfilter eingesetzt. Mit diesem innovativen Verfahren ist es möglich, neben den Normalanforderungen auch weitergehende Anforderungen an die Mischwasserbehandlung zu erfüllen. Gegenüber der rein mechanischen Reinigungswirkung von konventionellen Regenüberlaufbecken kann mit einem Retentionsbodenfilter - abgesehen von der Absetzwirkung - auch eine hohe biologische Reinigungsleistung erzielt werden. Ein Retentionsbodenfilter wird i.d.R. einer bereits bestehenden Entlastungsanlage (Regenüberlaufbecken, Stauraumkanal etc.) nachgeschaltet und entspricht somit einer 2-stufigen Anlage, bestehend aus der Vorstufe und dem eigentlichen Filterbecken.

Da zum jetzigen Zeitpunkt jedoch noch keine allgemeingültigen Regeln der Technik für die Bemessung von Retentionsbodenfiltern existieren und weil in Hessen mit Inkrafttreten der novellierten Kostenrichtwertverordnung (HMdJ 2003) die Planung und der Bau zahlreicher Retentionsbodenfilter zunimmt, hat das Hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) für die Zielgruppe der Aufsichtsbehörden, Planer und Betreiber „Vorläufige Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Hessen“ (HMULV 2002) veröffentlicht. Diese Empfehlungen sowie Planungshand-

bücher der Bundesländer Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen sind zurzeit die einzigen Orientierungspunkte für den Bau und den Betrieb solcher Anlagen.

Ende 2003 wurde von der DWA eine Arbeitsgruppe (ES-3.4) damit beauftragt, ein Merkblatt zu erstellen. Das entsprechende DWA-Merkblatt-M 178 liegt mittlerweile im Entwurf vor (DWA 2004). Die Endfassung ist für das Jahr 2005 zu erwarten. Die Diskussionen um die Entwurfsfassung haben jedoch bereits gezeigt, dass es nicht gelungen ist, die regional unterschiedlichen konzeptionellen Vorgehensweisen in diesem Merkblatt zu vereinen bzw. gleichrangig nebeneinander darzustellen. Daher werden einige Bundesländer wie Hessen und Nordrhein-Westfalen weiterhin auf der Grundlage ihrer regionalen Empfehlungen und Erfahrungen Retentionsbodenfilter projektieren.

Die bisher in Hessen vorliegenden Betriebserfahrungen reichen für eine abschließende Bewertung hinsichtlich Bemessung, Bau und Betrieb von RBF-Anlagen im Mischsystem noch nicht aus. Um dies zu erreichen, ist es erforderlich, mehrere dieser Anlagen mit unterschiedlichen Fallgestaltungen in die Betrachtung einzubeziehen.

Das Hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz beauftragte daher im Juni 2002 das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel mit dem Untersuchungsvorhaben "Retentionsbodenfilter in Hessen". Dieser Auftrag umfasst die wissenschaftliche Betreuung der baulichen Maßnahmen an drei neuen Retentionsbodenfilterstandorten in Nordhessen (Perfgebiet, Oberelsungen) und die wissenschaftliche Begleitung des jeweils nachfolgenden Betriebszeitraumes von circa 1,5 bis 2 Jahren. Gleichzeitig soll der Messbetrieb an dem seit 1994 in Betrieb befindlichen Retentionsbodenfilter Fulda-Fellenweg wieder aufgenommen werden, um Aussagen über das Langzeitverhalten von Retentionsbodenfiltern zu ermöglichen.

Ziel des Vorhabens ist es, die noch bestehenden Unsicherheiten in der Bemessung und Planung von Retentionsbodenfilteranlagen aufzuheben und „Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem“ zu erarbeiten.

2 Vorstellung der Untersuchungsgebiete/-anlagen

2.1 Übersicht der einzelnen RBF-Standorte

Die geografische Lage der innerhalb des Forschungsvorhabens zu betreuenden Retentionsbodenfilter-Anlagen in Nordhessen ist in Abbildung 1 aufgeführt. Die einzelnen Untersuchungsgebiete bzw. –anlagen (Fulda-Fellenweg, Wiesenbach, Kleingladenbach und Oberelsungen) werden in den nachfolgenden Kapiteln näher vorgestellt.



Abbildung 1: Geografische Lage der Untersuchungsanlagen

2.2 Standort Fulda-Fellenweg

Das Retentionsbodenfilter Fulda-Fellenweg wird seit 1994 vom Abwasserverband Fulda betrieben. Die wissenschaftliche Betreuung seitens des Fachgebietes ist nach Abschluss des Pilotprojektes „Weitergehende Regenwasserbehandlung durch Siebung und Bodenfiltration“ (FG SIAWI 2000) im Jahre 1999 im Juni 2002 wieder aufgenommen worden. Nach einer ersten Sichtung der Anlage wurde das umfangreiche Mess- und Regelungssystem, durch vorhergehende Überprüfung der einzelnen Anlagenkomponenten, wieder in Betrieb gesetzt und auf die

neuen Untersuchungsanforderungen (z. B. Online-Überwachung) modifiziert. Dies geschah in Zusammenarbeit mit der Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau (VPUW) der Universität Kassel.

Unterhalb des Einzugsgebietes des Retentionsbodenfilters wird am Fellenweg der Querschnitt des Mischwasserkanals am Regenüberlauf von DN 1200 auf DN 600 reduziert. Da das Planungsziel der angeschlossenen undurchlässigen Fläche von $A_{E,b} = 20,8 \text{ ha}$ noch nicht erreicht ist, wird der maximale Abfluss zur Kläranlage nochmals durch eine Schützttafel verringert, um häufiger Einstauereignisse aufzuweisen zu können. Ist der Abfluss $Q_{Dr} > 34 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, wird das Mischwasser über einen im RÜ integrierten selbstreinigenden Siebrechen (Stababstand 4 mm) entlastet und mittels Umlenk- und Einlaufbauwerk auf das Retentionsbodenfilter geleitet.

Eine Prüfung der ursprünglich aufgenommenen Vermessungsdaten ergab gegenüber früheren Veröffentlichungen leicht veränderte Kenndaten. Diese sind in die nachstehende Systemskizze (Abbildung 2) und die Kenndaten der RBF-Anlage (Tabelle 1) integriert.

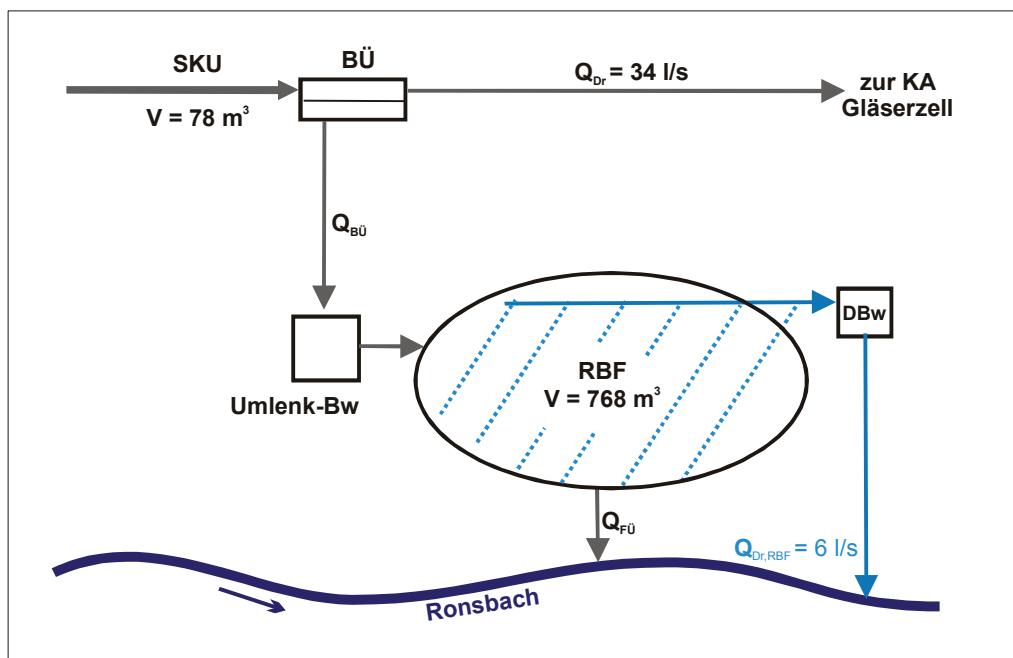


Abbildung 2: Systemskizze RBF-Anlage Fulda-Fellenweg

Eine Pflasterung des Einlaufbereichs mit Basaltsteinen dient der Energieumwandlung und beugt eventuellen Erosionsschäden vor. Die Behandlung des Mischwassers findet während der vertikalen Durchsickerung des bindigen Filterbodens statt. Über die Drainagesammelleitung wird das behandelte Wasser über den Drosselschacht mit anschließendem Ablaufkanal dem Gewässer (Ronsbach) zugeführt. Durch eine variable Drosselwassermenge kann die Aufenthaltszeit des Wassers

im Filterboden beeinflusst werden. Bei Erreichen des Stauziels erfolgt der Abschlag des Mischwassers über eine Notentlastung (Überlaufschwelle aus verzinktem Stahlrohr) ins Gewässer.

Tabelle 1: Kenndaten RBF-Anlage Fulda-Fellenweg

Einzugsgebiet		
Einzugsgebietsfläche A_E	48,2	ha
befestigte Fläche A_{E_b}	20,8 (tatsächlich 14,5)	ha
Einwohner	1.600 (tatsächlich 1.035)	E
Vorstufe		
Art der Vorstufe	Stauraumkanal mit untenlieg. Entlastung (SKU)	
Volumen der Vorstufe V_{SKU}	78	m^3
Grobentschlammung	Lamellenfeinsieb (4mm) am Bü der Vorstufe	
Filterbecken		
Retentionsvolumen V_{RBF}	768 (vorher 786)	m^3
Filteroberfläche A_{RBF}	627 (vorher 550)	m^2
Einstauhöhe h_{RBF}	0,95 (vorher 0,98)	m
Drosselabfluss $Q_{Dr\ RBF}$	6	$L \cdot s^{-1}$
Beschickungshöhe h_f	-	$m \cdot a^{-1}$
Überlaufhäufigkeit n	-	$1 \cdot a^{-0,75}$
Bepflanzung	Schilf	
Filtersubstrat	80 cm bindiger Boden	
Stützschicht	20 cm Sand (0,1/4 mm)	
Dränage	20 cm Kies (2/8 mm), Vollsickerrohre DN 150	
Abdichtung	2 mm PE-HD Folie	
Vorfluter		
Ronsbach	Gewässer III. Ordnung	
Einzugsgebietsfläche A_{E_0}	ca. 5,3	km^2
Gewässerlänge	ca. 4,3	km

2.3 Standort Perfgebiet

Im Einzugsgebiet des Abwasserverbandes Perfgebiet–Bad Laasphe liegt das Hochwasserrückhaltebecken (HRB) Breidenstein/Perf. Aus Gründen der Naherholung und zur Niedrigwasseranreicherung wird das Becken im Dauerstau betrieben und ist mittlerweile auch als Badegewässer zugelassen. Auf der Grundlage eines gewässergütekundlichen Gutachtens der Universität Kassel (IGuG 2001) wird der Stausee als hypertrophes Gewässer mit erheblichen Beeinträchtigungen der Wasserqualität einschließlich der hygienischen Belastung eingestuft. Als wesentliche Belastungsquellen werden dort bei den Nährstoffen insbesondere Phosphor

und bei der zeitweisen Überschreitung der Grenzwerte der EU-Badegewässerrichtlinie für bakterielle Indikatoren vor allem die Mischwassereinleitungen und die diffusen Einträge im Einzugsgebiet aufgeführt. Da eine effektive Sanierungsstrategie vorrangig im Bereich der Mischwasserbehandlung ansetzen sollte, hat sich der Abwasserverband dazu entschlossen, zunächst die beiden vorhandenen Stauraumkanäle (SKO) der direkt Oberwasser des Perfstausees gelegenen Siedlungsgebiete Kleingladenbach und Wiesenbach zu erweitern. Dies geschieht durch den Bau zweier Retentionsbodenfilter, die den Abschlag der oben genannten Bauwerke vor Einleitung in das Gewässer weiter behandeln.

2.3.1 RBF-Anlage Wiesenbach

Unterhalb der Ortslage Wiesenbach erfolgt die Zwischenspeicherung des anfallenden Mischwassers bei einem Abfluss $Q_{Dr} > 22 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ in einem Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung (SKO). Nach Vollfüllung des Kanalstauraums von $V_{SKO} = 70 \text{ m}^3$ wird das Mischwasser über den Beckenüberlauf dem Retentionsbodenfilter zugeleitet. Für eine zusätzliche Abtrennung von Grobstoffen ist am Beckenüberlauf des SKO ein Lamellenfeinsieb mit einem Stababstand von 4 mm installiert. Ein Verteilerschacht hinter dem Beckenüberlauf ermöglicht die Umgehung des Retentionsbodenfilters während betriebsbedingter Arbeiten/Störungen. Abbildung 3 enthält die zugehörige Systemskizze.

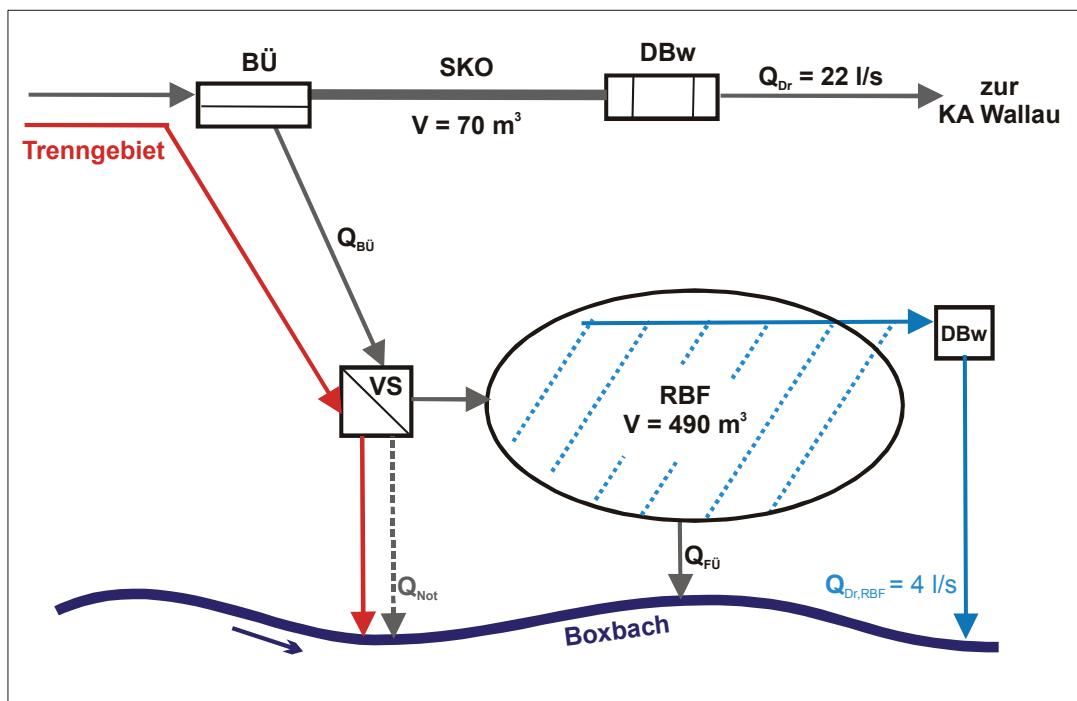


Abbildung 3: Systemskizze RBF-Anlage Wiesenbach

Eine Gabionenanordnung sowie eine Steinschüttung im Zulaufbereich des Filters sollen für eine gleichmäßige Verteilung des Mischwassers über der Filteroberfläche

che sorgen und eventuellen Erosionsschäden vorbeugen. Die Behandlung des Mischwassers findet während der vertikalen Durchsickerung des sandigen Filtersubstrats statt. Über die Drainagesammelleitung wird das behandelte Mischwasser über das Drosselbauwerk mit anschließendem Ablaufkanal dem Gewässer (Boxbach) zugeführt. Durch einen variablen Drosselabfluss kann die Aufenthaltszeit des Wassers im Filtersubstrat beeinflusst werden. Bei Erreichen des Stauziels erfolgt der Abschlag des Mischwassers über eine Dammscharte mit schwimmender Tauchwand in das Gewässer. Die Kenndaten der RBF-Anlage Wiesenbach sind in Tabelle 2 zusammengefasst:

Tabelle 2: Kenndaten RBF-Anlage Wiesenbach

Einzugsgebiet		
Einzugsgebietsfläche A_E	49,3	ha
befestigte Fläche $A_{E,b}$	9,83	ha
Einwohner	730	E
Vorstufe		
Art der Vorstufe	Stauraumkanal mit obenlieg. Entlastung (SKO)	
Volumen der Vorstufe V_{SKO}	70	m^3
Grobentschlammung	Lamellenfeinsieb (4mm) am BÜ der Vorstufe	
Filterbecken		
Retentionsvolumen V_{RBF}	490	m^3
Filteroberfläche A_{RBF}	387	m^2
Einstauhöhe h_{RBF}	1,0	m
Drosselabfluss $Q_{Dr,RBF}$	4	$L \cdot s^{-1}$
Beschickungshöhe h_f	35	$m \cdot a^{-1}$
Überlaufhäufigkeit n	12	$1 \cdot a^{-0,75}$
Bepflanzung	Schilf	
Filtersubstrat	105 cm Sand (0/2 mm)	
Stützschicht	20 cm Sand (0,1/4 mm)	
Dränage	30 cm Kies (2/8 mm), Vollsickerrohre DN 150	
Abdichtung	Bentonitmatten	
Vorfluter		
Boxbach	Gewässer III. Ordnung	
Einzugsgebietsfläche $A_{E,o}$	7,8	km^2
Gewässerlänge	ca. 5,6	

2.3.2 Kleingladenbach

Die Entlastungsanlage in Kleingladenbach liegt ebenfalls im Einzugsgebiet des Perfstauses und trägt somit auch zur Beeinträchtigung des Gewässers bei. Mit der Errichtung eines Retentionsbodenfilters werden die gleichen Ziele wie im Ortsteil Wiesenbach verfolgt. Die beiden Bodenfilteranlagen in Wiesenbach und in

Kleingladenbach sind annähernd baugleich. Abbildung 4 enthält die zugehörige Systemskizze.

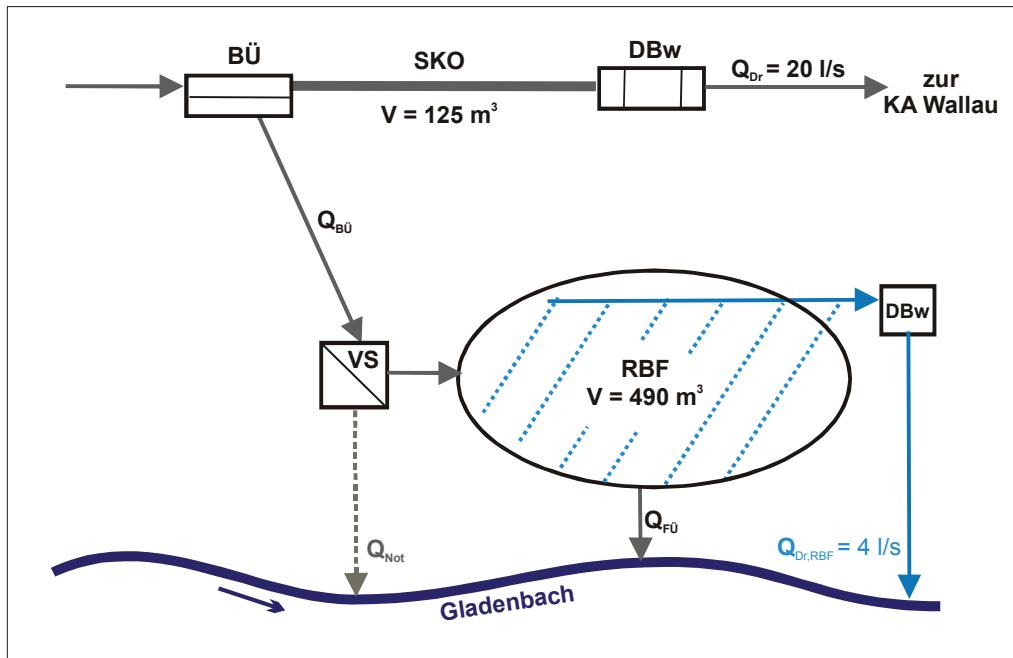


Abbildung 4: Systemskizze RBF-Anlage Kleingladenbach

Unterhalb der Ortslage Kleingladenbach erfolgt die Zwischenspeicherung des anfallenden Mischwassers bei einem Abfluss $Q_{Dr} > 20 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ in einem Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung (SKO). Nach Vollfüllung des Kanalstauraums von $V_{SKO} = 125 \text{ m}^3$ wird das Mischwasser über den Beckenüberlauf dem Retentionsbodenfilter zugeleitet. Für eine zusätzliche Abtrennung von Grobstoffen ist am Beckenüberlauf des SKO ein Lamellenfeinsieb mit einem Stababstand von 4 mm installiert. Ein Verteilerschacht hinter dem Beckenüberlauf ermöglicht die Umgehung des Retentionsbodenfilters während betriebsbedingter Arbeiten/Störungen. Die Kenndaten der RBF-Anlage Kleingladenbach sind in Tabelle 3 zusammengefasst:

Tabelle 3: Kenndaten RBF-Anlage Kleingladenbach

Einzuflussgebiet		
Einzugsgebietsfläche A_E	38,6	ha
befestigte Fläche $A_{E,b}$	9,81	ha
Einwohner	718	E
Vorstufe		
Art der Vorstufe	Stauraumkanal mit obenlieg. Entlastung (SKO)	
Volumen der Vorstufe V_{SKO}	125	m^3
Grobentschlammung	Lamellenfeinsieb (4mm) am BÜ der Vorstufe	
Filterbecken		
Retentionsvolumen V_{RBF}	490	m^3
Filteroberfläche A_{RBF}	387	m^2
Einstauhöhe h_{RBF}	1,0	m
Drosselabfluss $Q_{Dr,RBF}$	4	$L \cdot s^{-1}$
Beschickungshöhe h_f	35	$m \cdot a^{-1}$
Überlaufhäufigkeit n	17	$1 \cdot a^{-0,75}$
Bepflanzung	Schilf	
Filtersubstrat	90 cm Sand-Eisenhydroxid-Gemisch (0/2 mm)	
Stützschicht	20 cm Sand (0,1/4 mm)	
Dränaage	30 cm Kies (2/8 mm), Teilsickerrohre DN 150	
Abdichtung	2 mm PE-HD Folie	
Vorfluter		
Gladenbach	Gewässer III. Ordnung	
Einzugsgebietsfläche $A_{E,o}$	5,4	km^2
Gewässerlänge	ca. 5,0	km

2.4 Standort Oberelsungen

Im Einzugsgebiet der Kläranlage Oberelsungen entsprechen die vorhandenen Bauwerke der Mischwasserbehandlung nicht mehr den gültigen Regeln der Technik in Hessen. Mit der Überarbeitung der vorhandenen Schmutzfrachtsimulation des Ortsteils Oberelsungen im Jahr 2000 sollte das tatsächlich erforderliche Volumen eines Regenüberlaufbeckens vor der Kläranlage ermittelt und auf dessen Grundlage alternative Verfahren der Mischwasserbehandlung erörtert werden. Als Ergebnis wurde auf Grund von Kostenvergleichen unterschiedlicher Varianten und im Hinblick auf zukünftig zu berücksichtigende Immissionsanforderungen an die Mischwasserentlastungen die Planung und der Bau eines Retentionsbodenfilters mit vorgeschaltetem Regenüberlaufbecken beauftragt.

Unterhalb der Ortslage Oberelsungen erfolgt ein Abschlag des anfallenden Mischwassers bei einem Abfluss $Q_M > 19 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ in ein im Nebenschluss angeordnetes Fangbecken mit einem Volumen von $V_{FB} = 220 \text{ m}^3$. Nach Vollfüllung des Fangbeckens wird das Mischwasser im Zulaufkanal zurück gestaut und über den Beckenüberlauf mit Lamellenfeinsieb (Stababstand 4 mm) dem Retentionsbodenfilter zugeleitet. Das Einsetzen von Dammbalken hinter dem Beckenüberlauf ermöglicht die Umgehung des Retentionsbodenfilters während betriebsbedingter Arbeiten/Störungen. Abbildung 5 enthält die zugehörige Systemskizze.

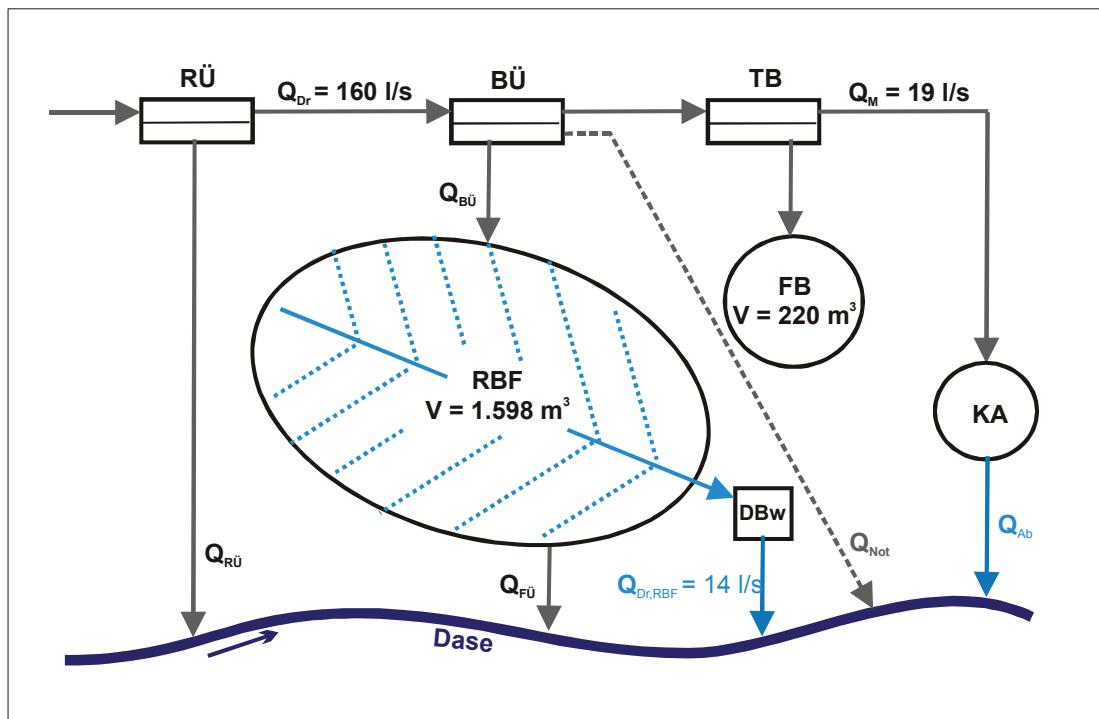


Abbildung 5: Systemskizze RBF-Anlage Oberelsungen

Die Ausbildung des Einlaufbereichs mit Gabionen inklusive Steinschüttung und Rasengittersteinen soll für eine gleichmäßige Verteilung des Mischwassers über der Filteroberfläche sorgen und eventuellen Erosionsschäden vorbeugen. Die Behandlung des Mischwassers findet während der vertikalen Durchsickerung des sandigen Filtersubstrats statt. Über die Drainagesammelleitung wird das behandelte Mischwasser über das Drosselbauwerk mit anschließendem Ablauftunnel dem Gewässer (Dase) zugeführt. Durch eine variable Drosselwassermenge kann die Aufenthaltszeit des Wassers im Filtersubstrat beeinflusst werden. Bei Erreichen des Stauziels erfolgt der Abschlag des Mischwassers über eine Dammscharre (Filterüberlauf) in das Gewässer. Die Kenndaten der RBF-Anlage Oberelsungen sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Kenndaten RBF-Anlage Oberelsungen

Einzugsgebiet		
Einzugsgebietfläche A_E	59,9	ha
befestigte Fläche A_{E_b}	22,3	ha
Einwohner	1.870	E
Vorstufe		
Art der Vorstufe	Fangbecken im Nebenschluss	
Volumen der Vorstufe V_{FB}	220	m^3
Grobentschlammung	Lamellenfeinsieb (4mm) am Bü der Vorstufe	
Filterbecken		
Retentionsvolumen V_{RBF}	1.598	m^3
Filteroberfläche A_{RBF}	1.400	m^2
Einstauhöhe h_{RBF}	1,0	m
Drosselabfluss $Q_{Dr,RBF}$	14	$L \cdot s^{-1}$
Beschickungshöhe h_f	39	$m \cdot a^{-1}$
Überlaufhäufigkeit n	11	$1 \cdot a^{-0,75}$
Bepflanzung	Schilf	
Filtersubstrat	80 cm Sand-Kalk-Gemisch (0/2 mm)	
Dränage	30 cm Kies (2/8 mm), Vollsickerrohre DN 150	
Abdichtung	2 mm PE-HD Folie	
Vorfluter		
Dase	Gewässer III. Ordnung	
Einzugsgebietsfläche A_{E_o}	27,1	km^2
Gewässerlänge	ca. 11,0	km

3 Monitoring

Das Monitoring setzt sich aus der Messtechnik zur Aufzeichnung aller relevanten Betriebsdaten sowie der Probenahme und anschließenden Ermittlung der Konzentrationen der zu untersuchenden Parameter (siehe Tabelle 5) zusammen.

Im Zulaufkanal, im Drosselbauwerk und im Filterbecken werden die Wasserstandshöhen mittels Ultraschall-Sensoren gemessen. Über die Beziehung des Durchflusses zur Wasserstandshöhe (Q-h-Kennlinie) können die dem RBF zulauflende Wassermenge und die Abflussmengen (Drossel und Filterüberlauf) ermittelt werden. Weiterhin werden Temperatur und Niederschlag auf den Untersuchungsanlagen gemessen. Das Mess- und Speicherintervall für diese Betriebsdaten beträgt eine Minute. Zur Aufstellung der Frachtabilanzen werden durch automatische Probenehmer die den Zu- und Abflussmengen entsprechenden Mischwasserproben im Zulaufkanal, dem Drosselbauwerk sowie dem Filterüberlauf gezogen. Die

komplette Messtechnik auf den RBF-Anlagen ist computergesteuert und mittels Fernwirkkontrolle sind alle Betriebsdaten jederzeit abrufbar und ein Eingreifen in den laufenden Betrieb möglich.

Die Analyse der einzelnen Proben aus den relevanten Probenahmenstellen der zu untersuchenden Retentionsbodenfilteranlagen wird vollständig vom analytischen Labor des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft (angesiedelt auf dem Zentralklärwerk Kassel) durchgeführt.

Die Analysemethoden der jeweiligen Parameter inklusive der Bestimmungs- und Nachweisgrenzen sowie der zugehörigen Norm sind in der nachfolgenden Tabelle 5 aufgeführt.

Tabelle 5: Analysemethoden

Parame- ter	Methode	Norm	Bestimmungs- grenze [mg·L ⁻¹]	Nachweis- grenze [mg·L ⁻¹]
C _{CSB}	Küvettentest Dr. Lange	DIN 38409 H41	5	-
C _{BSB}	Verdünnungsmethode	DIN-EN 1899 H51	1	-
X _{TS}	Filtration über Glasfilter	DIN 38409 H33	1	-
X _{orgTS}	Glühen bei 550 °C	DIN 38409 H2	-	-
C _N	Oxidation zu NO ₂ und Detektion mit Chemolumineszenz	ENV 12260 H34	0,67	0,17
S _{NH4}	Photometrische Bestimmung als Indophenol	DIN 38406 E5-1	0,05	0,01
S _{NO3}	FIA (Fließinjektionsanalyse)	EN 13395 D28	0,08	0,014
S _{NO2}	FIA (Fließinjektionsanalyse)	EN 13395 D28	0,01	0,001
S _{PO4}	Photometrische Bestimmung mittels Ammoniummolybdat	EN 1189 D11	0,04	0,009
C _P	Photometrische Bestimmung mittels Ammoniummolybdat	EN 1189 D11	0,04	0,01

4 Ergebnisse

4.1 Konstruktion und Bau

Im Rahmen der wissenschaftlichen Betreuung der einzelnen RBF-Anlagen während der Bauphase konnten die bestehenden Erkenntnisse bezüglich Konstruktion und Bau erweitert werden. Dies ist im Folgenden beispielhaft anhand der Thematik Basisabdichtung und Dichtigkeitsprüfung dargestellt.

Bei Durchlässigkeitswerten des anstehenden Bodens von $k_f \geq 10^{-8}$ m/s ist grundsätzlich eine künstliche Basisabdichtung erforderlich. Die Verwendung von Kunststoff-Dichtungsbahnen als Basisabdichtung bietet gegenüber Bentonitmatten bezüglich der Dichtigkeitsprüfung den Vorteil, nach der Verlegung (Abbildung 6) eine Kontrolle der Dichtigkeit (Druckluftprüfung der Prüfkanäle, Einstau des Beckens bis max. Wasserspiegel) vor dem Einbau weiterer Filterelemente (z.B. Drainageschicht und Filtersubstrat) durchführen zu können. Somit können Nachbesserungsarbeiten bei Undichtigkeiten mit geringerem Aufwand realisiert werden. Bei der Verwendung von Bentonitmatten und der zugehörigen obligatorischen Auflast (mindestens Kiesschicht der Dränage) ist eine Nachbesserung, wenn überhaupt, praktisch und wirtschaftlich nur im Bereich der Durchstoßpunkte (z. B. Ablaufrohr, Notablass) der Basisabdichtung durchführbar (Abbildung 7).



Abbildung 6: Verlegen und Verschweißen von Kunststoff-Dichtungsbahnen

Die Vorgabe eines Dichtigkeitskriteriums (z.B. maximaler Wasserverlust pro Zeiteinheit, k_f -Wert) sowie der Ablauf der Dichtigkeitsprüfung selbst sollten bereits in der Ausschreibung festgelegt werden. Das Kriterium für ein dichtes Becken kann sich an den Herstellerangaben zur Durchlässigkeit der verwendeten Materialien (k_f -Wert) bzw. eventuell vorhandenen Vorgaben der zuständigen Aufsichtsbehörde richten.



Abbildung 7: Nachbesserung Basisabdichtung

Die Durchführung der Dichtigkeitsprüfung sollte über die Nachtstunden hin erfolgen, um so die Unsicherheiten des Einflusses der Verdunstung auf das Ergebnis möglichst gering zu halten. Eine Abschätzung der Verdunstungsmenge über Literaturangaben ist nicht sinnvoll, vielmehr sollte eine Verdunstungsmessung mittels entsprechendem Vergleichsbecken bzw. -behälter (gleiche Randbedingungen wie vorhandenes RBF) vor Ort durchgeführt werden. Zur Sättigung des Porenvolumens und bereits eingebauter Filtermaterialien (erforderliche Auflast bei Bentonitmatten) ist eine Standzeit des gefüllten Filterbeckens vor Beginn der Dichtigkeitsprüfung von 24 Stunden vorzusehen.

4.2 Leistungsfähigkeit

4.2.1 RBF-Anlage Fulda-Fellenweg

Mit der Wiederaufnahme der wissenschaftliche Betreuung im Oktober 2002 können Einstauereignisse des Retentionsbodenfilters dokumentiert und bilanziert werden. Die Analyse der Abwasserproben für die wesentlichen Parameter, durchgeführt vom Labor des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, lässt seit diesem Zeitraum Reinigungsleistungen erkennen, die vom Niveau mit denen des Untersuchungszeitraumes bis zum Jahre 1998 (Born et al. 2000) teilweise vergleichbar sind.

In Abbildung 8 sind hinsichtlich der Leistungsfähigkeit des RBF die Wirkungsgrade der Schmutzstoffreduktion (Mittelwerte aus Frachtbilanzen) und die zugehörige Anzahl der Einstauereignisse der Jahre 1994 bis 2004 zusammengestellt. In Tabelle 6 sind die Wirkungsgrade nochmals tabellarisch aufgeführt und um die jeweilige Beschickungshöhe h_f ergänzt.

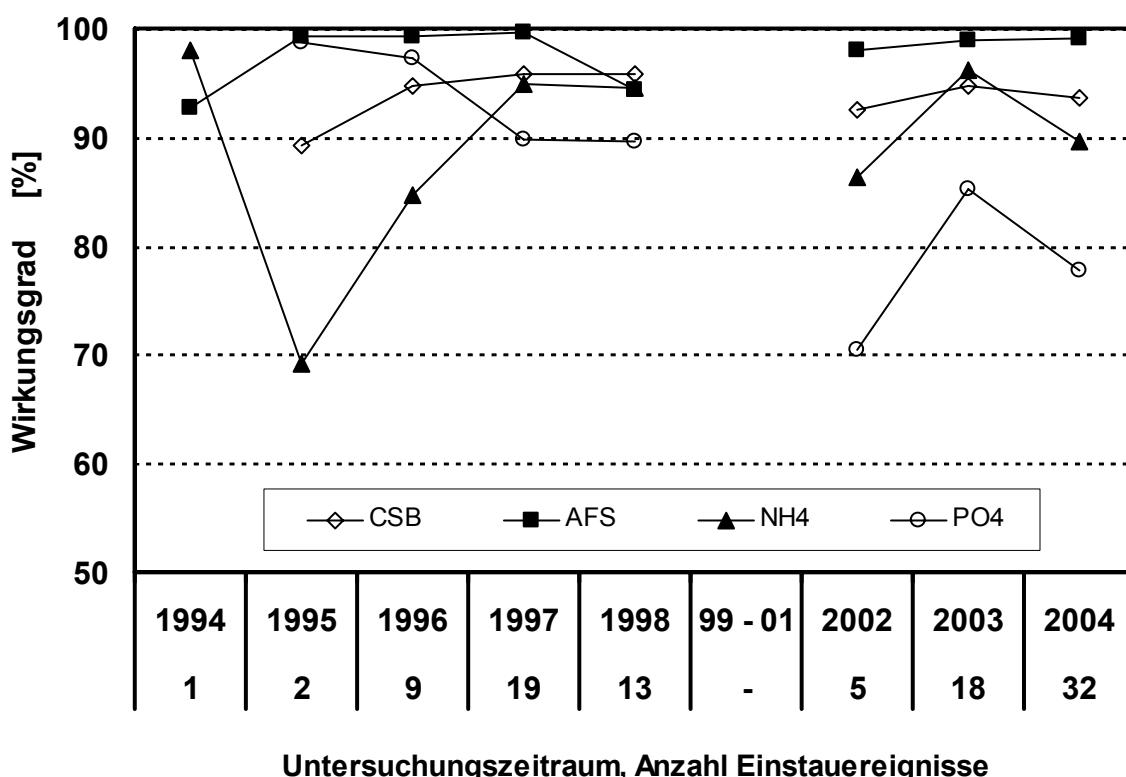


Abbildung 8: Übersicht der Wirkungsgrade RBF Fulda-Fellenweg (1994-2004)

Generell ist festzuhalten, dass nach 11 Betriebsjahren das Retentionsbodenfilter Fulda-Fellenweg nach wie vor sehr gute Reinigungsleistungen erzielt. Für die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) ist seit der Wiederaufnahme der Untersuchungen im Rahmen dieses Forschungsvorhabens im Jahr 2002 ein fast vollständiger Rückhalt zu verzeichnen. Ebenso können aus Abbildung 8 hohe Wirkungsgrade für die sauerstoffzehrenden Stoffe (CSB) und für die Nitrifikation (NH_4) im Bereich von circa $\eta = 95\%$ entnommen werden. Verglichen mit dem Untersuchungszeitraum bis 1998 (Born et al. 2000) lässt sich lediglich für die Phosphate (PO_4) ein leichter Rückgang bezüglich des Niveaus der Reinigungsleistung erkennen.

Betrachtet man die Entwicklung der Beschickungshöhe h_f (Tabelle 6), so ist im Jahr 2004 mit $h_f = 16,4 \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$ eine mit den Jahren 1996 bis 1998 ($h_f = 14,3 \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$ bis $17,5 \text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$) vergleichbare Belastung erkennbar. Die relativ niedrigen Beschickungshöhen h_f für die Betriebsjahre 2002 und 2003 lassen sich dadurch erklären, dass im Jahr 2002, bedingt durch die Wiederaufnahme der Untersuchungsphase im Herbst, lediglich die Ereignisse der Monate Oktober bis Dezember berücksichtigt werden konnten und das Jahr 2003 hydrologisch ein sehr trockenes Jahr war.

Tabelle 6: Beschickungshöhen und Wirkungsgrade (Mittelwerte) RBF Fulda-Fellenweg (1994-2004)

Betriebsjahr [-]	h_f [m·a ⁻¹]	η_{CSB} [%]	η_{TS} [%]	η_{NH4} [%]	η_{PO4} [%]
1994	2,8	-	93	98	-
1995	4,5	89	99	69	99
1996	14,3	95	99	85	97
1997	17,5	96	100	95	90
1998	14,4	96	94	94	90
2002	6,3	93	98	86	71
2003	9,5	95	99	96	85
2004	16,4	94	99	90	78

Im Folgenden sind die oben genannten Ergebnisse detaillierter dargestellt. Abbildung 9 gibt die statistische Auswertung bezüglich der relevanten Parameter der Betriebsjahre 2002-2003 mit insgesamt 16 Untersuchungsmonaten und 23 Beschickungereignissen wieder. Zum direkten Vergleich ist in Abbildung 10 die entsprechende statistische Auswertung (Box-Whisker-Plot) für 2004 mit insgesamt 32 Beschickungereignissen dargestellt. Die jeweils zugehörigen Wirkungsgrade sowie die mittleren Zu- und Ablaufkonzentrationen sind in Tabelle 7 aufgelistet.

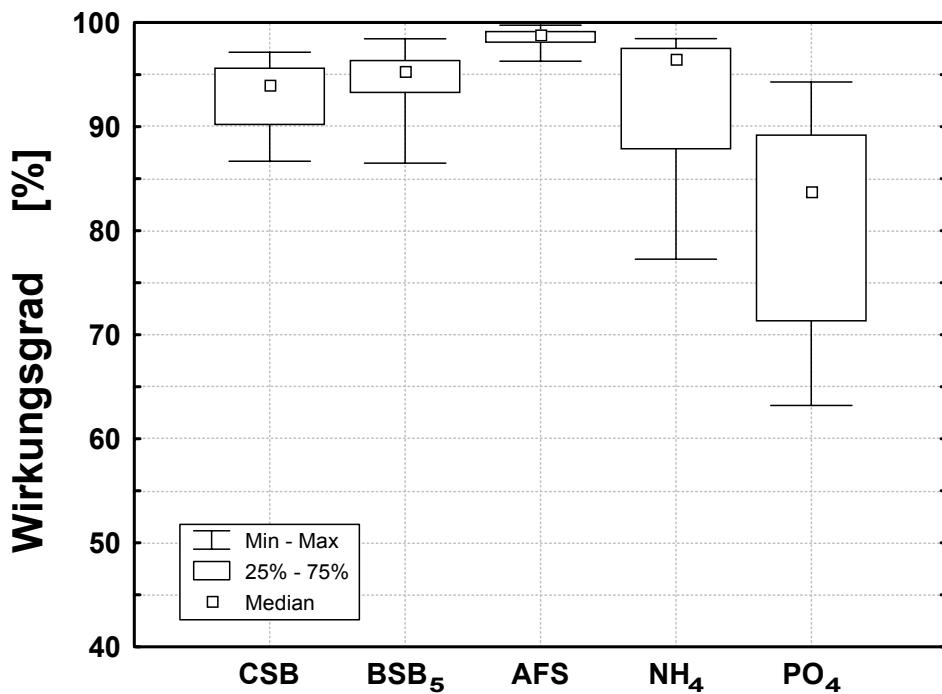


Abbildung 9: Reinigungsleistung RBF Fulda-Fellenweg (2002/2003)

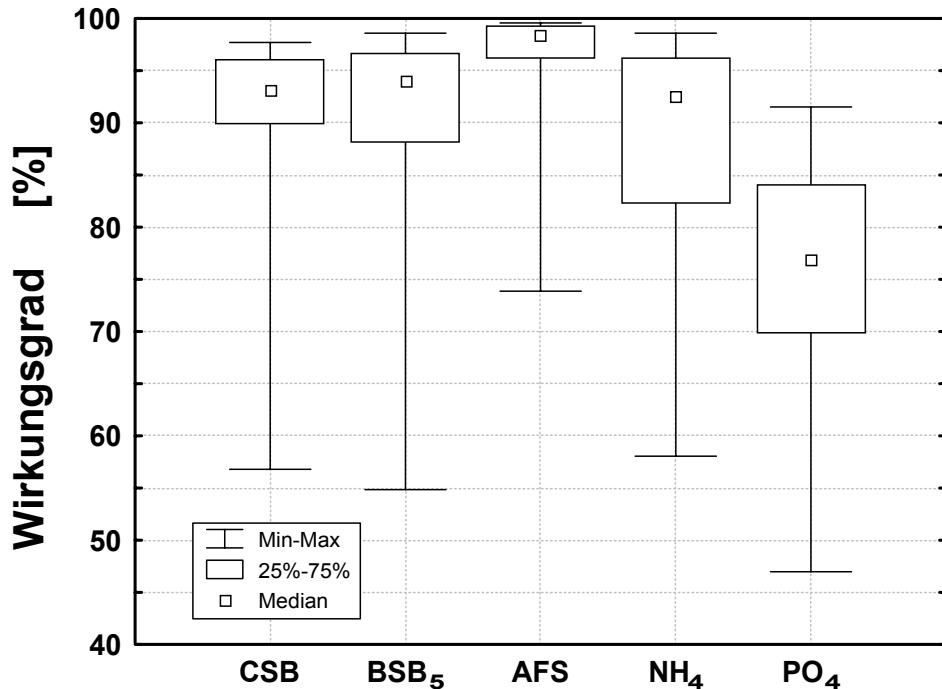


Abbildung 10: Reinigungsleistung RBF Fulda-Fellenweg (2004)

Für alle Parameter konnte, obgleich des zuvor beschriebenen hohen Behandlungsniveaus, eine Verringerung der Prozessstabilität in 2004 festgestellt werden

(Abbildung 10). Dies lässt sich an der größeren Spannweite der Min-Max-Werte beziehungsweise der unteren/oberen Quartile (25 % bis 75 %) im Gegensatz zu den Jahren 2002/2003 ablesen.

Betrachtet man die entsprechenden Werte für die Wirkungsgrade und die Ablaufkonzentrationen (Tabelle 7), ist keine Verringerung der Leistungsfähigkeit für die Parameter CSB, BSB₅ und für die abfiltrierbaren Stoffe zu erkennen. Wohingegen die Nitrifikation, bei annähernd gleichen Zulaufkonzentrationen des Ammoniumstickstoffes (NH₄), eine leichte Abnahme des Wirkungsgrades von $\eta = 96\%$ (2002/2003) auf $\eta = 93\%$ (2004) bei gleichzeitig starkem Anstieg der Ablaufkonzentrationen von $S_{NH4,AB} = 0,07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2002/2003) auf $S_{NH4,AB} = 0,18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2004) um das 2,5-fache verzeichnet. Noch deutlicher ist dies für den Wirkungsgrad hinsichtlich des Rückhaltes von Phosphaten (PO₄), welcher von $\eta = 84\%$ (2002/2003) auf $\eta = 77\%$ (2004) abnimmt (Anstieg der Ablaufkonzentrationen um das 2-fache bei annähernd gleichen Zulaufkonzentrationen).

Tabelle 7: Konzentrationen (Mittel) und Wirkungsgrade (Median) RBF Fulda-Fellenweg (2002/2003-2004)

Betriebs-jahr		C _{CSB}	C _{BSB}	X _{TS}	S _{NH4}	S _{PO4}
2002/2003	Zulauf	182	46	291	1,13	0,33
	Ablauf	11,2	2,4	4,3	0,07	0,06
	$\eta [\%]$	94	95	99	96	84
2004	Zulauf	123	28	252	1,23	0,37
	Ablauf	11,1	2,2	3,5	0,18	0,12
	$\eta [\%]$	93	94	99	93	77

Bezüglich der im Betriebsjahr 2004 festgestellten Abnahme der Reinigungsleistung und der Zunahme der mittleren Ablaufkonzentration für die Parameter Ammoniumstickstoff (NH₄) und Phosphat (PO₄) muss folgendes berücksichtigt werden:

Der spezifische Drosselabfluss des RBF Fulda-Fellenweg betrug für die Jahre 2002/2003 $q_{Dr,RBF} = 0,01 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ (entspricht $Q_{Dr,RBF} \approx 6 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$). Um weitere Erkenntnisse über den Einfluss des Drosselabflusses auf die Reinigungsleistung zu gewinnen, wurde der spez. Drosselabfluss in 2004 um 100 % auf $q_{Dr,RBF} = 0,02 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ erhöht. Dieser erhöhte Drosselabfluss und die zu vermutende stärkere Bildung von Makroporenflüssen, aufgrund der extrem langen Trockenphasen im Jahr 2003 und der daraus resultierenden Makroporen, könnten als Ursache für die zuvor beschriebene Minderung der Leistungsfähigkeit hinsichtlich NH₄ und PO₄ angenommen werden. Weiterhin ist zu beachten, dass der Rückhalt von Phosphor durch die zunehmende Belegung der Adsorptionsplätze des bindigen

Filterbodens für die Phosphationen, im Gegensatz zum reversiblen Prozess der Kationenadsorption (NH_4), beeinflusst wird.

4.2.2 RBF-Anlage Wiesenbach

Nach Inbetriebnahme der RBF-Anlage im November 2004 konnte das erste Ereignis am 16. Dezember 2004 aufgezeichnet und ausgewertet werden. In Tabelle 8 sind für die wesentlichen Parameter der Wirkungsgrad sowie die entsprechenden mittleren Zu- und Ablaufkonzentrationen (aus Frachtbilanz ermittelt) aufgeführt.

Tabelle 8: Auswertung des ersten Beschickungsergebnisses vom 16.12.2004 (RBF Wiesenbach)

	C_{CSB} [mg·L ⁻¹]	C_{BSB} [mg·L ⁻¹]	X_{TS} [mg·L ⁻¹]	S_{NH4} [mg·L ⁻¹]	S_{PO4} [mg·L ⁻¹]
Zulauf	102,5	29,0	131,7	1,14	0,30
Ablauf	9,1	3,9	29,4	0,09	0,05
$\eta [\%]$	92	87	79	93	86

Für die Kohlenstoffelimination (CSB, BSB), die Nitrifikation (NH_4) und den Rückhalt von Phosphor (PO_4) können sehr gute Reinigungsleistungen im Bereich von ca. 90 % verzeichnet werden. Der geringere Rückhalt an abfiltrierbaren Stoffen mit einem Wirkungsgrad von ca. 79 % kann auf Ablagerungen im Dränagesystem aus der Bauphase zurückgeführt werden. So weist die 1. Ablaufprobe einen sehr hohen Feststoffgehalt von ca. $X_{\text{TS}} = 76 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ auf, während die Ablaufproben 3 (4 mgTS·L⁻¹) und 4 (5 mgTS·L⁻¹) im Bereich der üblicherweise zu erwartenden Ablaufkonzentrationen für die abfiltrierbaren Stoffe liegen (siehe Tabelle 7). Bei dieser ersten Auswertung bleibt zu berücksichtigen, dass das Beschickungsergebnis mit einem Volumen von ca. $VQ = 70 \text{ m}^3$ und einem maximalen Zufluss von ca. $Q_{\text{ZU}} = 50 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ ein relativ kleines Ereignis ist und nur einen ersten Trend bezüglich der Reinigungsleistungen des Retentionsbodenfilters wiedergeben kann.

4.2.3 RBF-Anlage Kleingladenbach und Oberelsungen

Entgegen der ursprünglichen Zeitplanung hat sich der Betriebsbeginn der RBF-Anlagen Kleingladenbach und Oberelsungen aufgrund von Verzögerungen in der Planungs- und Bauphase in den Sommer 2005 verschoben. Somit bleibt eine Bewertung der Betriebsdaten hinsichtlich der Leistungsfähigkeit noch abzuwarten.

5 Zusammenfassung

Die zwischenzeitlich erfolgten Untersuchungen am RBF Fulda-Fellenweg und Wiesenbach und die sich daraus abzeichnenden Erkenntnisse lassen die Notwendigkeit der Interpretation und Dokumentation der Ergebnisse in diesem Forschungsvorhaben erkennen.

Hinsichtlich Konstruktion und Bau von Retentionsbodenfiltern wurden während der in Hessen erfolgten Neubauten der oben genannten RBF-Anlagen Erfahrungen gesammelt, aus denen wichtige Erkenntnisse für weitere derartige Bauprojekte berücksichtigt werden sollten.

Für das Retentionsbodenfilter Wiesenbach konnten im Zuge der Auswertung des ersten Beschickungsergebnisses im Dezember 2004, trotz der so genannten „Einfahrphase“ und einer damit verbundenen nicht vollständig ausgebildeten Biozönose im Filterkörper, gute Wirkungsgrade ($\eta \approx 90\%$) hinsichtlich der biologischen Abbauprozesse festgestellt werden.

Die über einen Zeitraum von ca. zehn Jahren gleich bleibend guten Ablaufwerte des RBF Fulda-Fellenweg und die oben aufgeführten ersten Ergebnisse der RBF-Anlage Wiesenbach sprechen für eine effiziente Maßnahme zur dezentralen Behandlung von Entlastungsabflüssen aus Siedlungsgebieten.

Das zurzeit vorliegende Know-how wird nun durch zunehmende Betriebserfahrungen zu verfestigen sein und neue Erkenntnisse sind im Rahmen ergänzender Forschungs- und Entwicklungsprojekte bspw. zu den Themen Phosphorelimination, Keimrückhalt u.a. zu gewinnen.

6 Literaturverzeichnis

Abwassertechnische Vereinigung e. V. - ATV (1992)

Arbeitsblatt-A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkänen. GFA e. V., St. Augustin.

Born, W., Lambert, B., Hohl, E., Frechen, F.-B., Hassinger, R. (2000)

Bodenfilterbecken zur weitergehenden Mischwasserbehandlung: Fünf Jahre Betriebserfahrung mit der Pilotanlage Fulda Fellenweg. Korrespondenz Abwasser 47 (1), S. 81-91.

Deutsche Vereingung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. - DWA (2004)

Merkblatt-M 178 (Entwurf): Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem (unveröffentlicht).

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SIWAWI) Universität Kassel (2000)

Weitergehende Regenwasserbehandlung durch Siebung und Filtration - Abschlussbericht des Forschungsvorhabens im Auftrag des Abwasserverbandes Fulda. Kassel (unveröffentlicht).

Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz - HMULV (2002)

Vorläufige Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Hessen - Stand 30. September 2002. Online im Internet: http://www.hmulv.hessen.de/imperia/md/content/internet/pdfs/umwelt/wasser/vorl_empfehl_30_09_02.pdf

Hessisches Ministerium der Justiz - HMdJ (2003)

Verordnung über pauschale Investitionszuweisungen zum Bau von Abwasseranlagen vom 26. April 2002. Online im Internet: http://www.hmulv.hessen.de/imperia/md/content/internet/pdfs/umwelt/wasser/vo_pausch.investitionszuw.komplett.mit.redakt.aend.vom.08.07.03.pdf

Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz - IGuG (2001)

Gewässergütewirtschaftliches Gutachten zum Nährstoffhaushalt und zur hygienischen Belastung des Hochwasserrückhaltebeckens Breidenstein/Perf (unveröffentlicht). Kassel.

Autor:

Dipl.-Ing. Jörg Felmeden
Universität Kassel
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel
Telefon: 0561/804-2857; Telefax: 0561/804-3642
E-Mail: joerg.felmeden@uni-kassel.de

Fremdwasserproblematik, Ursachen und Ansätze zur Reduzierung

Heinz Maus und Peter Evers, Ruhrverband/Essen

1 Einführung

Neben dem häuslichen und industriellen Schmutzwasserabfluss sowie dem Niederschlagswasser gehört das sogenannte Fremdwasser zu den den Bau und Betrieb der Anlagen zur Abwasserbehandlung entscheidend bestimmenden Abflusskomponenten. **Beim Fremdwasser handelt es sich in der Regel um unverschmutztes Wasser, das auf unterschiedlichem Wege in die Kanalisation eintritt und dort zu einer Verdünnung des Schmutzwassers führt.** Zu den häufigsten Ursachen für Fremdwassereintritte in die Kanalisation gehören schadhafte Abschnitte der Kanalisation, die entweder dauerhaft oder temporär innerhalb des Grundwasserleiters liegen und bei denen es zu einer Infiltration von Grundwasser in den Kanal kommt. Eine weitere häufig vorzufindende Quelle für Fremdwassereintritte sind die an die Kanalisation angeschlossenen Haus- und Grundstücksdrainagen, die ebenfalls eine Drainierung des Grundwassers bewirken, das auf diesem Wege in die Kanalisation abgeleitet wird. Darüber hinaus führen auch Bachläufe, die an die Kanalisation direkt angeschlossen sind zu einem erheblichen Eintrag von Fremdwasser.

Das in die Kanalisation eingedrungene Fremdwasser führt zu erheblichen Mehrinvestitionen und behindert auf vielfältige Weise einen optimierten Betrieb der Anlagen zur Abwasserableitung und -behandlung und ist daher eine grundsätzlich unerwünschte Abflusskomponente, so dass sich Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Verminderung des Fremdwasseranfalls in jedem Fall günstig auf die Abwasserbehandlungseffizienz der Ortsentwässerung auswirken. Zu den negativen Einflüssen des Fremdwassers sind insbesondere zu zählen:

- ⌚ Es entsteht ein erhöhter **Volumenbedarf für die Niederschlagswasserbehandlung** in Mischsystemen in Abhängigkeit des Fremdwasserabflusses. Unter durchschnittlichen Verhältnissen kann davon ausgegangen werden, dass eine 20 %ige Erhöhung des Fremdwasserabflusses einen Volumenmehrbedarf von etwa 16 % nach sich zieht. [1]
- ⌚ Infolge des höheren Abflusses in der Kanalisation ist der **Aufwand für die Abwasserableitung** - insbesondere bei Einsatz von Pumpanlagen und damit zusätzlichem Investitions-, Energie- und sonstigem betrieblichem

Aufwand - wesentlich erhöht. Der Aufwand steigt nahezu proportional mit dem Fremdwasseranfall.

- ⇒ In Kanalisationsnetzen mit einem erhöhten Fremdwasseranfall wird **häufig eine ausgeprägte jahreszeitliche Fluktuation des Fremdwasserabflusses beobachtet, die die Charakteristik erhöhter Abflüsse in den niederschlagsreichen Wintermonaten** und vergleichsweise niedriger Fremdwasserabflüsse in den Sommermonaten aufweist. Da im Rahmen der Schmutzfrachtberechnung üblicherweise von einem durchschnittlichen Fremdwasserabfluss im Jahresmittel ausgegangen wird, führt diese jahreszeitliche Fluktuation häufig zu einem stark unterschiedlichen Einstau- und Entlastungsverhalten im Jahresverlauf. Die Niederschlagswasserbehandlung in diesen Netzen ist geprägt durch lange Einstau- und ggf. auch Entlastungsdauern in den Wintermonaten und eine im Vergleich dazu eher geringe Auslastung des Niederschlagswasserbehandlungsvolumens in den Sommermonaten.
- ⇒ Der erhöhte Fremdwasserabfluss führt bei der Bemessung der Abwasserbehandlungsanlage aufgrund des höheren Mischwasserzuflusses zur Kläranlage **zu einem vergrößerten Volumenbedarf bei der mechanischen Abwasserbehandlung**, also bei der Auslegung von Rechen, Sandfang, Vorklärung und der Nachklärung. Somit wirkt sich ein erhöhter Fremdwasserzufluss direkt auf die Investitionskosten der Abwasserbehandlungsanlage aus.
- ⇒ Durch seine chemisch-physikalische Beschaffenheit und die Verdünnung des Schmutzwasserabflusses **ergibt sich insbesondere bei der Stickstoffelimination eine natürlich vorgegebene Begrenzung der erreichbaren Eliminationsleistung**. Diese ist vor allem darin begründet, dass der mikrobiologische Abbau der Stickstoffverbindungen eine kinetisch bedingte Konzentrationslimitierung aufweist. Dies bedeutet, dass die Ablaufkonzentration - bezogen auf die Stickstoffparameter - bei dem im kommunalen Bereich üblichen Konzentrationsniveau weitgehend unabhängig von der Zulaufkonzentration ist, so dass bei hohem Fremdwasserzufluss und entsprechend hoher Verdünnung des Zuflusses nur eine eingeschränkte Frachtelemination erfolgt. Weiterhin wird die Stickstoffelimination in Gegenwart von Fremdwasser durch die Herabsetzung der Temperatur erschwert, die sich aus der Verdünnung des in der Regel kalten Fremdwassers mit dem Schmutzwasseranteil ergibt, sowie durch den erhöhten Sauerstoffgehalt im Rohabwasser, der ebenfalls aus der Verdünnung des sauerstofffreien Fremdwassers mit dem Schmutzwasser resultiert und auf der Kläranlage vor allem die Denitrifikation beeinträchtigt. Schließlich ist in Kanalisationsnetzen mit erhöhtem Fremdwasserabfluss auch ein ungünstiges N/BSB₅-Verhältnis zu beobachten, das ebenfalls negative Auswirkungen

auf die Denitrifikation hat.

Die vorstehend beschriebenen Wechselwirkungen zwischen dem Umfang des Fremdwassereintritts in die Kanalisation und den Kosten bzw. der Effizienz der Abwasserbehandlung machen deutlich, dass einer eingehenden Analyse und der Erarbeitung von möglichen Maßnahmen eine erhebliche Bedeutung zukommt. Neben den beschriebenen technischen Problemen ergeben sich auch negative wasserwirtschaftliche Auswirkungen durch einen erhöhten Fremdwasseranfall.

2 Fremdwassersituation im Einzugsgebiet der Ruhr

Langjährige Datenerfassung und statistische Auswertungen des Ruhrverbands zeigen, dass im Einzugsgebiet der Ruhr die Kläranlagen des Verbandes in erheblichem Umfang mit Fremdwasser beaufschlagt werden [2]. Die hier gemessenen Fremdwassermengen liegen deutlich über den durchschnittlichen Verhältnissen in Deutschland.

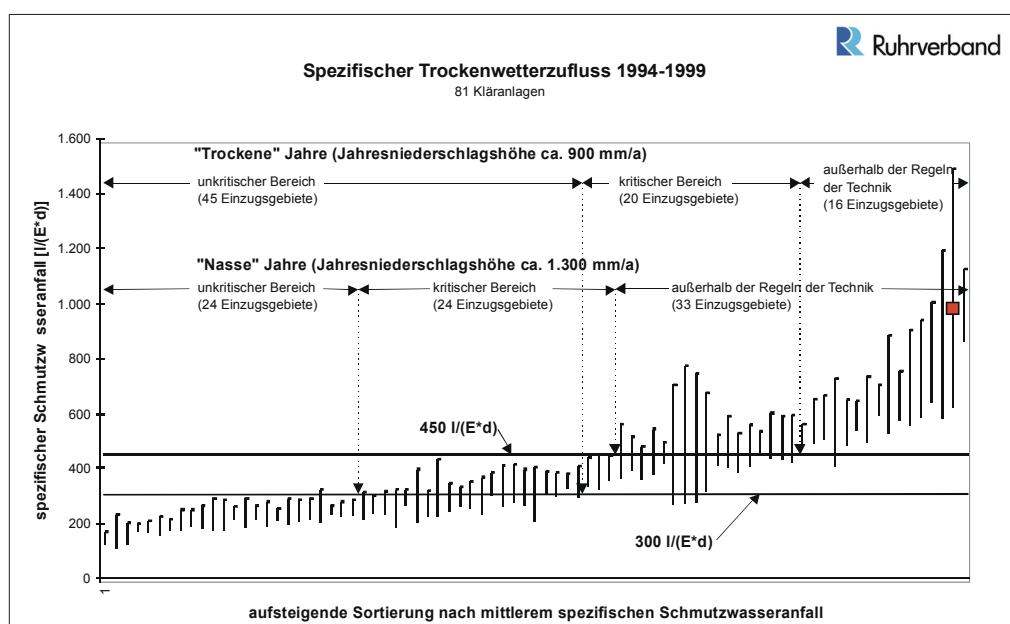


Bild 1: Mittlerer spezifischer Trockenwetterzufluss 1994 - 1999 (81 Kläranlagen)

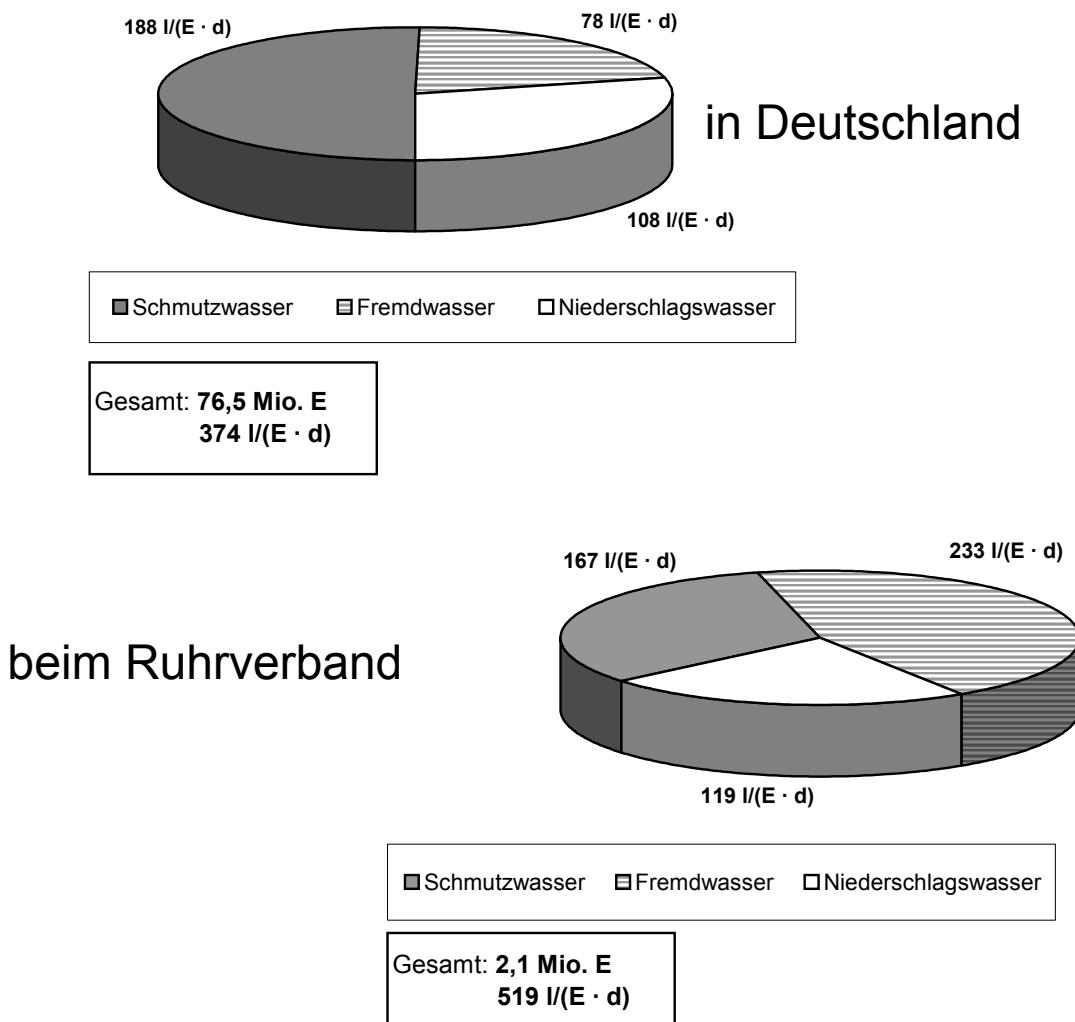


Bild 2: Fremdwasseraufkommen

Diese Situation war Anlass für verschiedene Pilotprojekte im Verbandsgebiet (siehe auch [3]). Im weiteren Text werden die Vorgehensweise und Ergebnisse zum Pilotprojekt "Erfassung, Verminderung und Beseitigung von Fremdwasser aus öffentlichen Abwasseranlagen im Einzugsgebiet der Kläranlage Bestwig-Velmede" vorgestellt [4].

Das Pilotprojekt beinhaltet dabei folgende Arbeitsschritte:

- ⌚ Interkommunales Messprogramm zur Erfassung der wesentlichen Fremdwasserquellen im Einzugsgebiet der Kläranlage Bestwig-Velmede
- ⌚ Ganzheitliche Auswertung aller maßgeblichen Einflussgrößen (Geologie, Hydrologie) zur Bestimmung der Herkunft des Fremdwassers
- ⌚ Quantifizierung und Zuordnung der Fremdwasserquellen und Mengen
- ⌚ Konzepte und Anleitungen zur Verminderung von Fremdwasser nach wirt-

schaftlichen Gesichtspunkten

2.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das im Hochsauerlandkreis zwischen Meschede und Brilon befindliche Entwässerungsgebiet der Kläranlage Bestwig-Velmede umfasst ca. 1.963 ha. Den größten Flächenanteil mit ca. 50 % stellt die Stadt Olsberg - gefolgt von der Gemeinde Bestwig - mit ca. 32 %. Der Anteil der Stadt Winterberg beträgt lediglich 11 % und nur 7 % der Gebietsfläche entfallen auf die Stadt Schmallenberg.

Tab. 1: *Einzugsgebietsdaten der Kommunen*

Kommune	Einwohner	Stadtteile	AEK	Flächenanteil
Olsberg	rd. 17.400 E	12	rd. 981 ha	50%
Stadt Winterberg	rd. 3.300 E	3	rd. 223 ha	11%
Stadt Schmallenberg	rd. 2.100 E	6	rd. 128 ha	7%
Gemeinde Bestwig-Velmede	rd. 12.600 E	12	rd. 631 ha	32%

Die Topographie ist mittelgebirgstypisch und weist daher ausgeprägte Höhenzüge mit weit eingeschnittenen Flusstälern auf. Das am Rand des Rothaargebirges gelegene Gebiet wird beherrscht von der Ruhr und ihren Nebenflüssen Medebach-Gierskoppbach, Neger, Elpe und Valme. Zu den höchst gelegenen Ortschaften gehört mit rd. 540 m üNN die Ortschaft Silbach und Osterwald mit rd. 590 m üNN. Dagegen befinden sich die Kernstadt Olsberg und die Ortschaft Bestwig auf einer Höhe von rd. 310 m üNN.

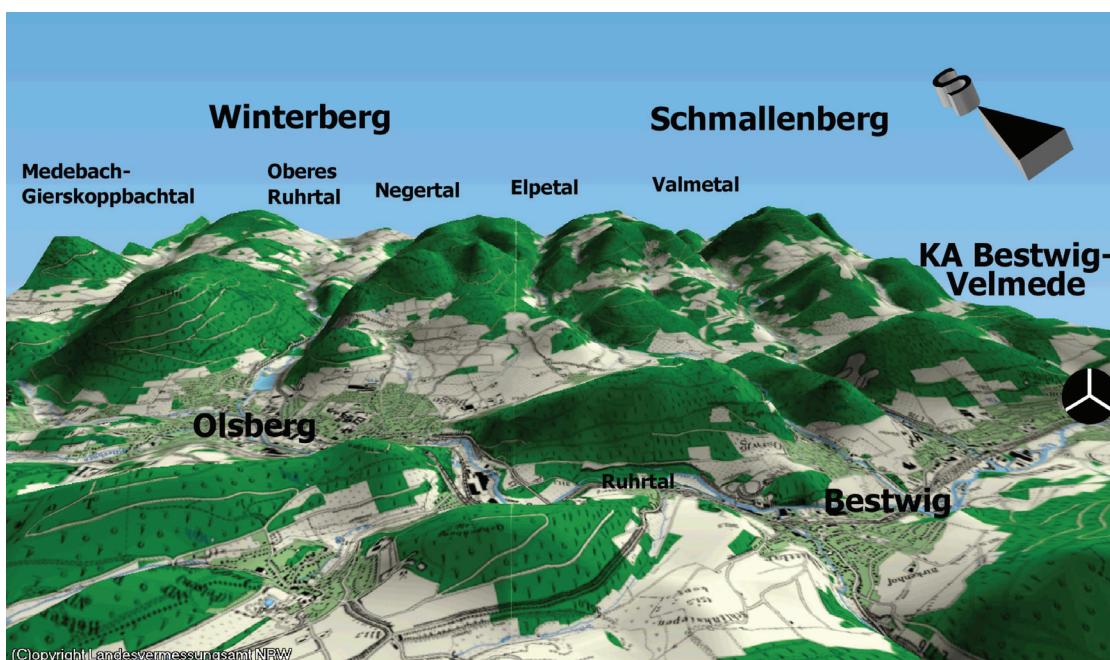


Bild 3: *Topografische Übersicht Einzugsgebiet*

Bei dem Untersuchungsgebiet handelt es sich um ein sehr niederschlagsreiches Gebiet mit Niederschlagshöhen von bis zu 1.400 mm pro Jahr.

Die Kanalnetze der einzelnen Ortschaften sind zumeist in den 80er-Jahren ausgebaut worden. Durch die Schaffung einer neuen zentralen Abwasserbehandlungsanlage im Ortsteil Bestwig-Velmede und durch den Neubau weiterer Verbindungssammler konnten die dezentralen Kläranlagen sukzessive aufgegeben werden. Insgesamt beträgt die Länge des bestehenden Netzes rd. 300 km mit einem Anschlussgrad von ca. 98 %. Die längste Kanalstrecke vom Ortsteil Silbach bis zur Kläranlage in Bestwig-Velmede beläuft sich auf ca. 28 km. Das Abwasser braucht für diesen Fließweg rd. 8 Stunden.

Als befestigter Anteil der Gesamtfläche wird von Seiten der Kommunen eine Fläche von 563 ha angegeben; dies entspricht einem mittleren Befestigungsgrad von 28,7 %.

Zurzeit sind 54 Niederschlagswasserbehandlungsanlagen in Form von Regenüberlaufbecken und Stauräumen mit unter- und oberhalb liegender Entlastung und 21 Regenüberläufe im Kanalnetz integriert. Diese sind teilweise mit einer Online-Messdatenerfassung ausgestattet und direkt mit dem Prozessleitsystem (PLS) der Kläranlage verbunden.

2.2 Vorgehensweise und Messprogramm

Zum Erreichen des vorstehend formulierten Ziels des Pilotprojektes war es notwendig, eine umfassende Analyse des Fremdwasseranfalls mit Identifizierung und Quantifizierung der Fremdwasserquellen vorzunehmen. Die einzelnen Arbeitsschritte waren dabei:

Auswertung aller vorhandenen Informationen des Ruhrverbands und der Kommunen

Sowohl der Ruhrverband als auch die beteiligten Kommunen verfügten über umfangreiches Datenmaterial zur ersten Einschätzung der Fremdwassersituation im Einzugsgebiet. Hierzu gehört beispielsweise die Auswertung der Zuflussmessungen auf der Kläranlage, um sowohl den mittleren Fremdwasseranfall als auch seine jahreszeitliche Fluktuation zu quantifizieren. Weiterhin wurden im Einzugsgebiet die bereits vorhandenen Füllstandsmessungen in den Regenbecken einer Auswertung unterzogen, um aus der jahreszeitlich möglicherweise unterschiedlichen Auslastung der einzelnen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen Rückschlüsse auf den örtlichen Fremdwasseranfall ziehen zu können.

Darüber hinaus wurden auch alle weiteren Informationen der Kommunen über mögliche Fremdwassereinträge in der Kanalisation gesammelt, zusammengestellt und strukturiert ausgewertet.

Abgrenzung der durch Fremdwasser beeinflussten Teileinzugsgebiete

Aufbauend auf den Auswertungen der Füllstandsmessungen, aber insbesondere auf den Informationen der Kommunen zu örtlichen Fremdwasserschwerpunkten innerhalb des Einzugsgebietes, wurden im 2. Arbeitsschritt Teileinzugsgebiete identifiziert, die einen erhöhten Fremdwasseranfall aufweisen und es wurden in diesem Arbeitsschritt bereits Überlegungen zur konkreten Identifizierung von Fremdwasserquellen angestellt.

Im Ergebnis dieses 2. Arbeitsschrittes war es möglich, die notwendige Kanalisationsmesskampagne zur eindeutigen Quantifizierung und Identifizierung des Fremdwasseranfalls genauer zu planen und damit eine kostenoptimierte Durchführung des Messprogramms zu gewährleisten.

Durchführung von Messungen zur Quantifizierung und Lokalisierung des Fremdwasseranfalls

Folgende messtechnische Untersuchungen wurden dabei durchgeführt:

- ⌚ **Erfassung der Niederschlagsmenge und -intensität** mit Regenschreibern im Einzugsgebiet, um die Abhängigkeit zwischen gefallenem Niederschlag und Fremdwasseranfall quantifizieren zu können.
- ⌚ **Einrichtung von stationären Durchflussmessstellen** zur ganzjährigen Messung des Fremdwasserabflusses innerhalb der Kanalisation.
- ⌚ Durchführung von **temporären Messungen** des Fremdwasserabflusses auf Basis der Ergebnisse der stationären Durchflussmessungen und der vermuteten Fremdwassereintritte in die Kanalisation.
- ⌚ **Einrichtung von Wasserstandsmessstellen** an verschiedenen Sonderbauwerken innerhalb der Kanalisation, um über die Wasserstandsmessungen Rückschlüsse auf den Fremdwasserabfluss ziehen zu können. Hierzu zählen Regenbecken des Ruhrverbands, die bislang noch nicht mit einer Füllstandsmessung ausgestattet sind, aber auch Sonderbauwerke der Kommunen, beispielsweise Regenüberläufe.
- ⌚ Um die Abhängigkeit zwischen Fremdwasseranfall und Grundwasserstand zu analysieren, war es notwendig, in den einzelnen Teileinzugsgebieten mit einem erhöhten Fremdwasseranfall **Grundwassermessstellen** einzurichten. Der Grundwasserstand wird kontinuierlich dokumentiert und dient vor allem in einem späteren Arbeitsschritt zur Identifizierung der Einflussfaktoren auf den Fremdwasseranfall.

⇒ Qualitätsmessungen

Um mögliche Wechselwirkungen zwischen Infiltration und Exfiltrationen innerhalb eines Messabschnittes nachzuweisen, war es erforderlich, parallel zur Abwassermenge auch die Abwasserqualität zu erfassen. Vordringliches Ziel war es, zu prüfen, welche Abwasserparameter den Verdünnungseffekt, der mit Fremdwasser einhergeht, besonders gut wiederspiegeln.

Zur Erfassung der jahreszeitlich schwankenden Fremdwasserabflüsse wurde eine Messdauer von einem Jahr gewählt.

Mit den nachfolgend zusammengefassten aufgeführten Messungen wurden weitgehend alle relevanten Parameter zur Beschreibung des Abflussverhaltens erfasst (rd. 13 Mio. Messwerte):

- ⌚ 21 Durchflussmessungen (Ganzjahresmessung)
 - ⌚ 15 temporäre Durchflussmessungen (Kurzzeitmessungen)
 - ⌚ 20 Beobachtungsmessungen in den Sonderbauwerken
 - ⌚ 8 Grundwasserstandsmessungen
 - ⌚ 7 Niederschlagsmessungen
 - ⌚ 4 Abwasserqualitätstypen

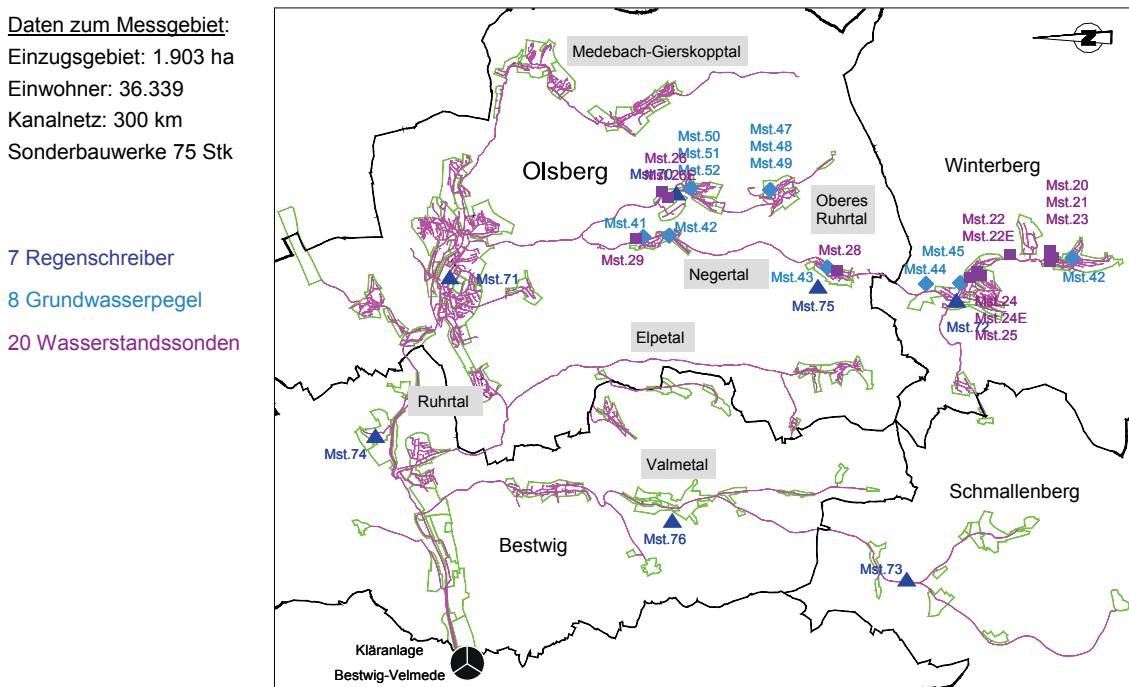


Bild 4: Messprogramm (Regenschreiber, Grundwasserpegel, Wasserstandssonden)

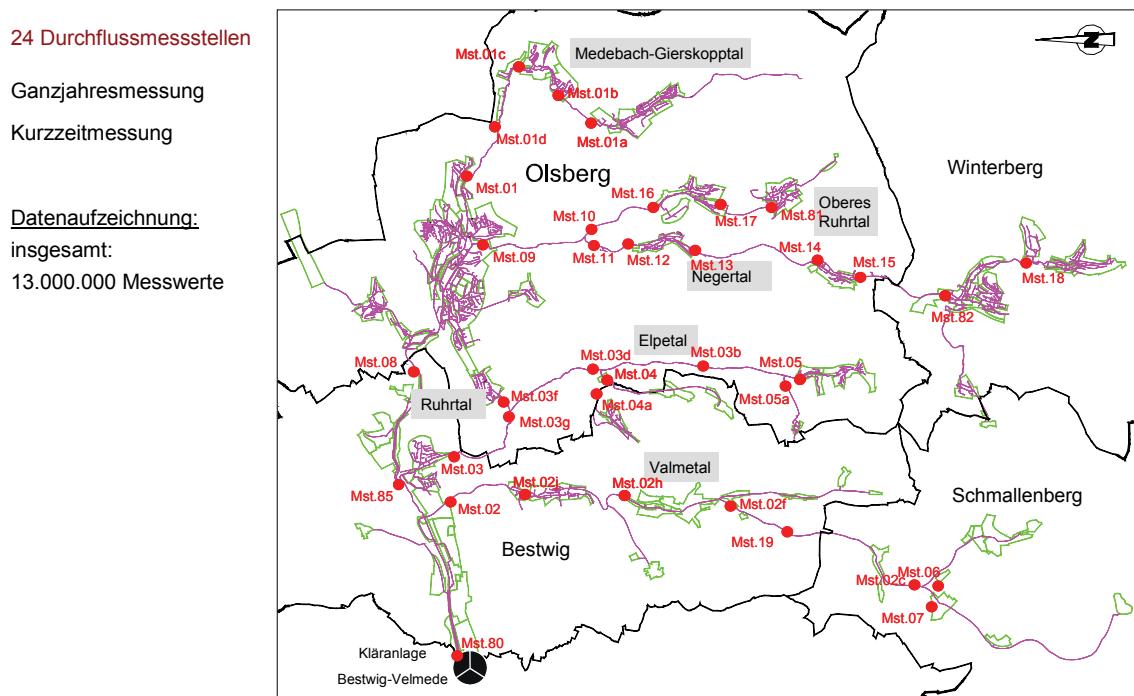


Bild 5: *Messprogramm (Durchflussmessungen)*

Im Zuge dieses Messprogramms wurden 13 Mio. Messwerte erfasst und ausgewertet. Die Basis für ein effizientes Maßnahmenkonzept.

3 Ergebnisse

Nach Abschluss des Pilotprojektes liegen nunmehr die vielfältigen Ergebnisse vor, die auszugsweise anhand der nachfolgenden Grafiken vorgestellt werden:

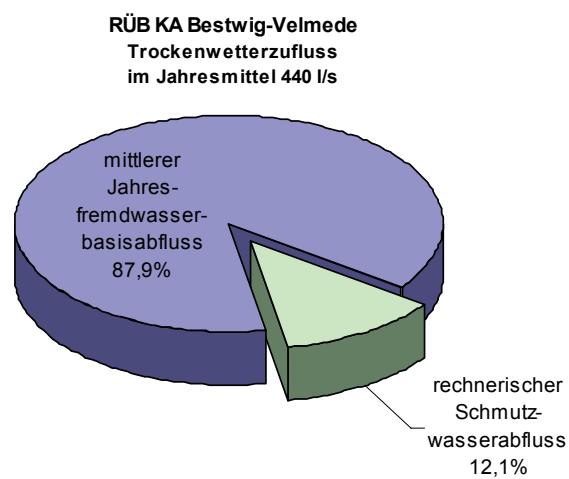


Bild 6: *Jahresabschlussbilanz Gesamteinzugsgebiet (August 2003 - August 2004)*

Verteilung des Fremdwasseraufkommens

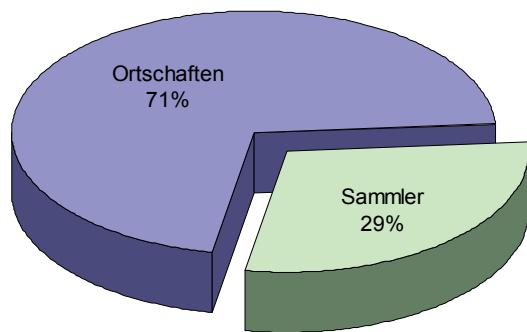


Bild 7: Verteilung des Fremdwasseraufkommens

Die Bilder zeigen, dass 90 % des der Kläranlage zufließenden Abwassers aus Fremdwasser besteht und die Herkunft zu 70 % aus den Ortschaften und zu 30 % aus den Verbindungs- und Transportsammlern herrührt.

In Bild 8 ist der mittlere Jahresfremdwasserbasisabfluss der Ortschaften und Verbindungssammler in der Rangfolge 1 - 10 dargestellt.

Dabei wird unter „Fremdwasserbasisabfluss“ in Anlehnung an die Definition in der Hydrogeologie ein nahezu auf Jahressicht konstant auftretender "regenunabhängiger" Fremdwasserabfluss verstanden (z.B. Einleitung aus ständig aktiven Dränagen, Quellen und Grundwasserinfiltrationen).

mittlerer Jahresfremdwasserbasisabfluss [l/s] der Ortschaften
(Absolut-Werte Rang 1 bis 10)

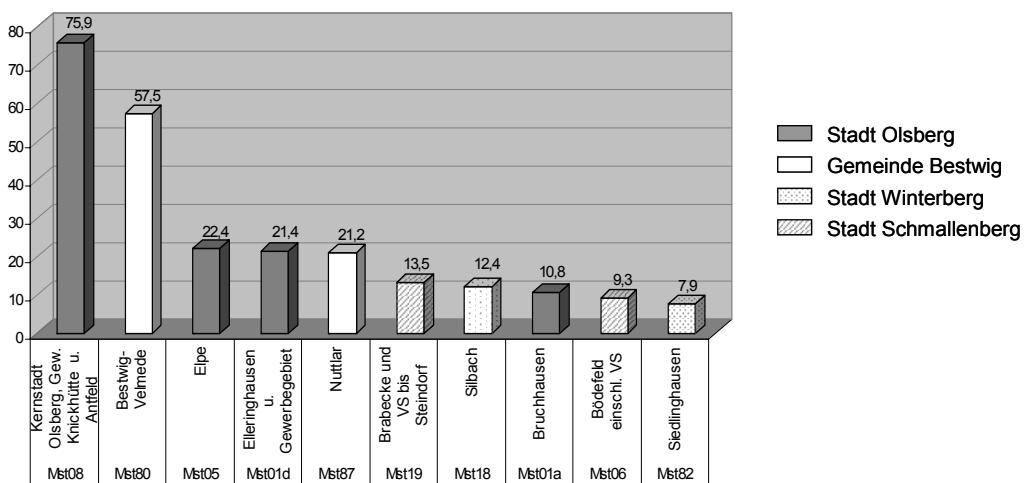


Bild 8: Rangfolge mittlerer Jahresfremdwasserbasisabfluss [l/s], Ortschaften

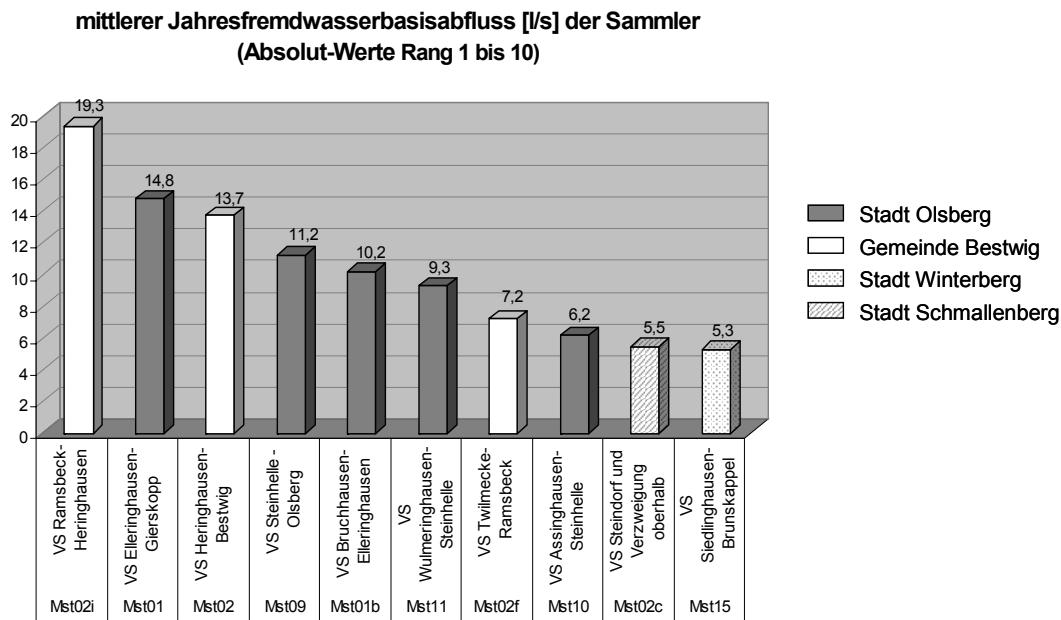


Bild 9: Rangfolge mittlerer Jahresfremdwasserbasisabfluss [l/s], Sammler

Die nachfolgende Tabelle zeigt die absolute Rangfolge der spezifischen Jahresfremdwasserbasisabflüsse. Erkennbar ist daraus, dass mit den Maßnahmen 1 - 10 ca. 31 % des gesamten Fremdwassers erfasst werden.

Rang	Mst.Nr.	Bezeichnung der Ortschaften und Sammler	spez. q _f [l/s x km]	Referenz: Q _f min [l/s]	Summe Q _f min [l/s]	Anteil an Q _{fges} [%]	Summe Anteil an Q _{fges} [%]
1	Mst01b	VS Bruchhausen-Elleringhausen	11,18	10,2	10,2	2,7%	2,7%
2	Mst01	VS Elleringhausen-Gierskopp	10,13	14,8	25,0	3,9%	6,6%
3	Mst02c	VS Steindorf und Verzweigung oberhalb	7,75	5,5	30,5	1,5%	8,1%
4	Mst19	Brabecke und VS bis Steindorf	6,73	13,5	44,0	3,6%	11,6%
5	Mst02i	VS Ramsbeck-Heringhausen	6,31	19,3	63,3	5,1%	16,8%
6	Mst02	VS Heringhausen-Bestwig	6,13	13,7	77,1	3,6%	20,4%
7	Mst11	VS Wulmeringhausen-Steinhelle	7,34	9,3	86,3	2,5%	22,8%
8	Mst18	Silbach	1,18	12,4	98,8	3,3%	26,1%
9	Mst02f	VS Twilmecke-Ramsbeck	4,78	7,2	106,0	1,9%	28,0%
10	Mst09	VS Steinhele - Olsberg	4,13	11,2	117,2	3,0%	31,0%
11	Mst05	Elpe	3,86	22,4	139,6	5,9%	36,9%
12	Mst10	VS Assinghausen-Steinhelle	3,76	6,2	145,8	1,6%	38,6%
13	Mst13	VS Brunskappel-Wulmeringhausen	0,86	2,7	148,5	0,7%	39,3%
14	Mst82	Siedlinghausen	0,38	7,9	156,4	2,1%	41,4%
15	Mst06	Bödefeld einschl. VS	1,73	9,3	165,7	2,5%	43,8%
16	Mst15	VS Siedlinghausen-Brunskappel	2,14	5,3	170,9	1,4%	45,2%
17	Mst03g	VS Wiggeringhausen-Gevelinghausen	1,65	4,1	175,0	1,1%	46,3%
18	Mst80	Bestwig-Velmede	1,64	57,5	232,5	15,2%	61,5%
19	Mst87	Nuttar	1,57	21,2	253,7	5,6%	67,1%
20	Mst17	VS Wiemeringhausen-Assinghausen	1,55	2,4	256,1	0,6%	67,8%

Bild 10: Mittlerer Jahresfremdwasserbasisabfluss [l/s x km]

In den nachfolgenden Grafiken werden die spezifischen Kosten [€ /(l/s x km)] ebenfalls in der Rangfolge der Maßnahmen bewertet.

Rang	Mst.Nr.	Bezeichnung der Ortschaften und Sammler	spez. Kosten [€ / (l/s x km)]	Referenz: Q _f min [l/s]	Summe Q _f min [l/s]	Anteil an Q _{fges} [%]	Summe Anteil an Q _{fges} [%]
1	Mst11	VS Wulmeringhausen-Steinhelle	9.920 €	9,3	9,3	2,5%	2,5%
2	Mst01b	VS Bruchhausen-Elleringhausen	11.156 €	10,2	19,5	2,7%	5,2%
3	Mst02c	VS Steindorf und Verzweigung oberhalb	11.632 €	5,5	25,0	1,5%	6,6%
4	Mst01	VS Elleringhausen-Gierskopp	12.317 €	14,8	39,8	3,9%	10,5%
5	Mst02f	VS Twilmecke-Ramsbeck	12.634 €	7,2	47,0	1,9%	12,4%
6	Mst09	VS Steinhelle - Olsberg	13.042 €	11,2	58,2	3,0%	15,4%
7	Mst10	VS Assinghausen-Steinhelle	13.340 €	6,2	64,4	1,6%	17,0%
8	Mst15	VS Siedlinghausen-Brunskappel	13.528 €	5,3	69,7	1,4%	18,4%
9	Mst02i	VS Ramsbeck-Heringhausen	14.403 €	19,3	89,0	5,1%	23,6%
10	Mst02	VS Heringhausen-Bestwig	14.472 €	13,7	102,8	3,6%	27,2%
11	Mst19	Brabecke und VS bis Steindorf	14.777 €	13,5	116,2	3,6%	30,8%
12	Mst17	VS Wiemeringhausen-Assinghausen	18.064 €	2,4	118,6	0,6%	31,4%
13	Mst05	Elpe	20.297 €	22,4	141,0	5,9%	37,3%
14	Mst03g	VS Wiggeringhausen-Gevelinghausen	26.357 €	4,1	145,1	1,1%	38,4%
15	Mst03d	VS Elpetal Mitte -Wiggeringhausen	27.705 €	1,7	146,8	0,5%	38,9%
16	Mst13	VS Brunskappel-Wulmeringhausen	39.347 €	2,7	149,5	0,7%	39,6%
17	Mst07	Westernbödefeld und VS oberhalb	47.848 €	4,5	154,1	1,2%	40,8%
18	Mst87	Nuttlar	54.983 €	21,2	175,3	5,6%	46,4%
19	Mst06	Bödefeld einschl. VS	63.922 €	9,3	184,5	2,5%	48,8%
20	Mst18	Silbach	64.036 €	12,4	197,0	3,3%	52,1%

Bild 11: Rangfolge Maßnahmen

Schließlich erfolgt in den Bildern 12 und 13 eine abschließende Bewertung nach den Gesichtspunkten der Wirtschaftlichkeit und Effizienz. Daraus ergeben sich klare Handlungsempfehlungen.

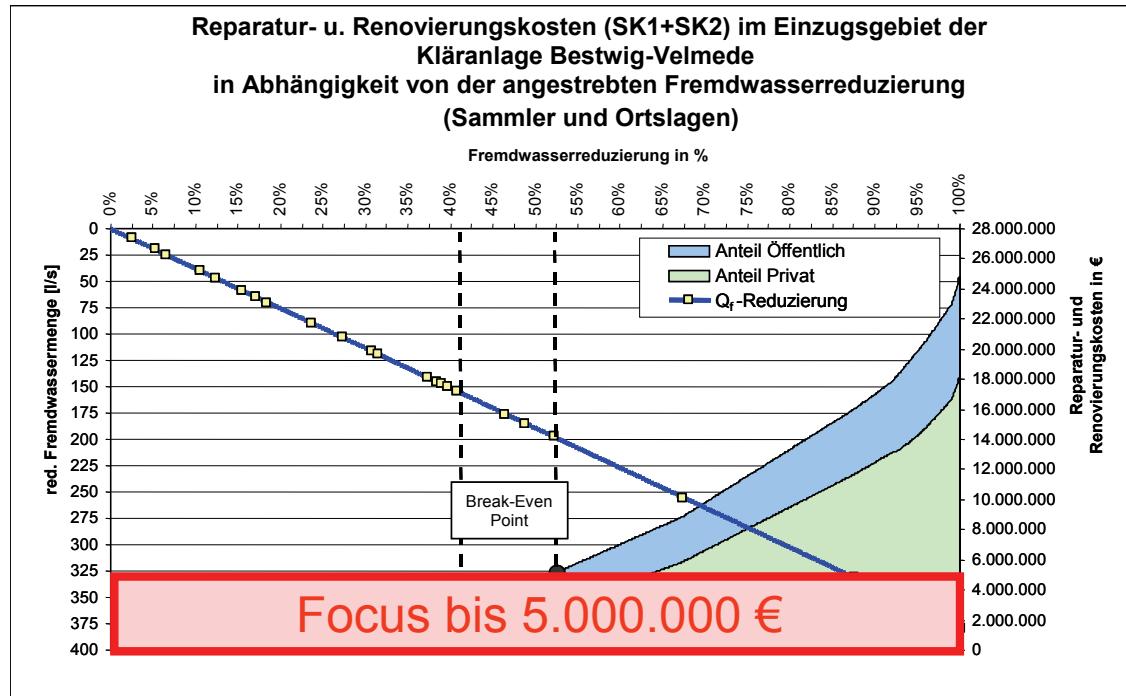


Bild 12: Diagramm - Kosten und Effizienz der Fremdwasserbeseitigung

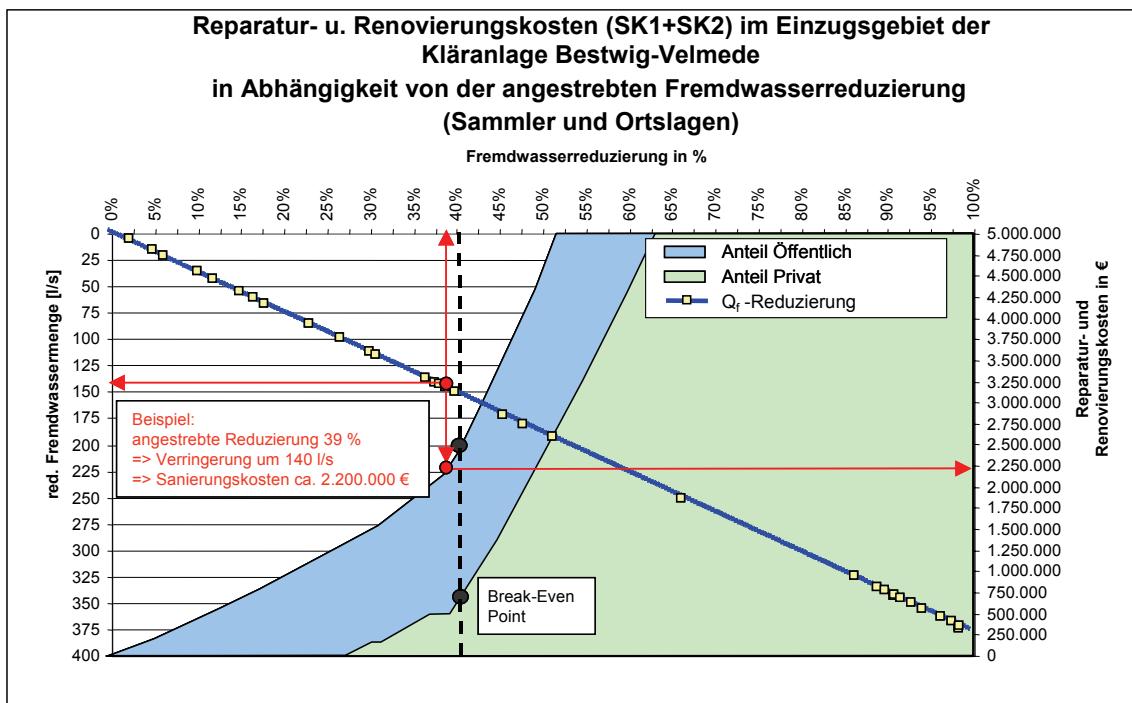


Bild 13: Diagramm Kosten und Effizienz der Fremdwasserbeseitigung (Bereich: < 5 Mio €)

- ⌚ Die Gesamtinvestition wurde mit 25 Mio € angenommen.
- ⌚ Die geschätzte Investition für die Renovation der Schadensklassen 1 und 2 mit dem Ziel einer Fremdwasserreduzierung im gesamten öffentlichen Kanalnetz beläuft sich auf ca. 7 Mio €.
- ⌚ Der private Anteil (schadhafte Hausanschlüsse, Drainagen etc.) in Höhe von ca. 18 Mio € (entspricht rd. 70 % der Gesamtinvestition) wurde auf Basis von Erfahrungswerten geschätzt [2].
- ⌚ Unter Zugrundelegung der getroffenen Annahmen, bezogen auf den Break-Even-Point, können bereits mit 2,2 Mio € (entsprechend 8,8 % der Gesamtinvestition) 39 % (140 l/s) Fremdwasser reduziert werden. Mit einem Kostenaufwand von 5 Mio € erhöht sich die Fremdwasserreduzierung um 14 % (ca. 40 l/s) auf 53 % des Fremdwassers.

4 Fazit und Schlussbemerkung

Beim Fremdwasser handelt es sich in der Regel um unverschmutztes Wasser, das auf unterschiedlichem Wege in die Kanalisation eintritt und dort zu einer Verdunstung des Schmutzwassers führt. Zu den häufigsten Ursachen für Fremdwassereintritte in die Kanalisation gehören schadhafte Abschnitte der Kanalisa-

on, die entweder dauerhaft oder temporär innerhalb des Grundwasserleiters liegen und bei denen es zu einer Infiltration von Grundwasser in den Kanal kommt. Eine weitere häufig vorzufindende Quelle für Fremdwassereintritte sind die an die Kanalisation angeschlossenen Haus- und Grundstücksdrainagen, die ebenfalls eine Drainierung des Grundwassers bewirken, das auf diesem Wege in die Kanalisation abgeleitet wird. Darüber hinaus führen auch Bachläufe, die an die Kanalisation direkt angeschlossen sind - insbesondere nach längeren Regenereignissen - zu einem erheblichen Eintrag von Fremdwasser.

Das in die Kanalisation eingedrungene Fremdwasser führt zu erheblichen Mehrinvestitionen und behindert auf vielfältige Weise einen optimierten Betrieb der Anlagen zur Abwasserableitung und -behandlung und ist daher eine grundsätzlich unerwünschte Abflusskomponente.

Das im oberen Sauerland durchgeführte, hier vorgestellte Pilotprojekt beschreitet den Weg einer ganzheitlichen Betrachtung eines größeren Einzugsgebietes mit 4 betroffenen Kommunen unter dem Blickwinkel der Fremdwasserproblematik.

Es wurde aufgezeigt, dass hierzu ein umfangreicher Mess- und Ingenieraufwand erforderlich ist, um über verschiedene Arbeitsschritte zu einem verwertbaren Gesamtergebnis zu kommen.

Die hier in Auszügen vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass neben einer deutlich höheren Transparenz des Fremdwassergeschehens ein effizienter Maßnahmen- und Investitionsplan entwickelt werden kann, der den Kanalnetzbetreiber in die Lage versetzt, über längere Zeiträume und systematisch das Fremdwasser zu reduzieren.

5 Literaturverzeichnis

[1] **ATV-DWK**

Merkblatt M 177: Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen - Erläuterungen und Beispiele, Hennef 2001

[2] **Jardin, N.**

Fremdwasser - Eine grundsätzliche Problembeschreibung Vortrag im Rahmen des 3. Forums Ruhrverband "Europäische Wasserrahmenrichtlinie / Umsetzung in das Deutsche Recht, Fremdwasser am 23.06.2004 in Essen

[3] **Maus, H.; Kleegraf, B.; Donner, H.G.**

Verhinderung und Beseitigung von Fremdwasser am Beispiel eines ländlichen Mischwasserkanalnetzes, KA – Abwasser, Abfall (51), Heft 10/2004

[4] NN

Erfassung, Verminderung und Beseitigung von Fremdwasser aus öffentlichen Abwasseranlagen im Einzugsgebiet der Kläranlage Bestwig-Velmede (2004), Abschlussbericht RWG, unveröffentlicht

Autoren:

Dipl.-Ing. Heinz Maus
Ruhrverband, Abteilung Arnsberg
Hansstraße 3, 59821 Arnsberg
Telefon: 02931/551-150; Telefax: 02931/-162
E-Mail: hma@ruhrverband.de

Dr.-Ing. Peter Evers
Ruhrverband, Hauptabteilung Abwasserwesen
Kronprinzenstr. 37, 45128 Essen
Telefon: 0201/178-2100; Telefax: 0201/178-2105
E-Mail: pev@ruhrverband.de

Bau und erste Betriebserfahrungen einer Biogas-Anlage für nachwachsende Rohstoffe

Gerhard Winkler, Dunningen

Gemeinschafts- Biogasanlage
mit nachwachsenden Rohstoffen
Seedorf-

Bau und erste Betriebserfahrungen
und
Aufbau eines Nahwärmennetzes

10. Kassler Siedlungswirtschaftliches Symposium
4./5. Oktober 2005

Bürgermeister Gerhard Winkler, Dipl. Verwaltungswirt (FH)
Dunningen (Baden – Württemberg)

Einleitung

- Bürgermeister seit Januar 1985: 20 Jahre
 - Betriebsleiter Eigenbetrieb „Seniorenzentrum“
 - Geschäftsführer:
 - Biogas Seedorf GmbH CO.KG
 - Biogas- Verwaltungs GmbH
 - Betriebsleiter Eigenbetrieb „Energie“
-

Die kommunalen Rahmenbedingungen

- Gemeinde Dunningen
 - Landkreis Rottweil (an der B 462)
 - Ländliches Kleinzentrum, ca. 6000 Einwohner
 - 3 Ortsteile (Dunningen, Seedorf, Lackendorf)
 - Gute private Infrastruktur
 - Med. Versorgung: Ärzte, Zahnärzte, Apotheken
 - 3 Lebensmittelmärkte
 - Gute öffentliche Infrastruktur
 - Schulzentrum mit Haupt-, Real-, Förder-, Musik- und Jugendkunstschule
 - Seniorenzentrum: Dauerpflegeplätze, Tagespflege, Kurzzeitpflege, 40 betreute Seniorenwohnungen, großer Seniorentreff
 - 1.400 ha Gemeindewald
 - 1.400 Arbeitsplätze
-

Bemühungen zur CO₂ Reduktion und Schonung

Der fossilen Ressourcen seit 1995 in Dunningen

- Holzhackschnitzelfeuerungsanlage
 - Aufbau Nahwärmenetz
 - 3 Windkraftanlagen (4.000 KW)
 - 53 KWp – 2 Photovoltaikanlagen (Bürgerstrom Dunningen GbR)
 - Jährliche kommunale Energieberichte
 - Bestellung eines Energiebeauftragten
 - **Bau einer Gemeinschafts- Biogasanlage und Aufbau eines Nahwärmenetzes**
-

Ansatzpunkte für Biogas-Nahwärme in Seedorf

- Bürgerinitiative gegen geplante Holzhackschnitzelheizung
 - Heizung für Erweiterung der Turn- und Festhalle
 - Aufbau eines Nahwärmenetzes
 - Einsparung von fossilen Ressourcen
 - Unterstützung der Landwirtschaft
 - Möglichst preiswerte Wärmekosten für Gemeinde
-

Die Bauträgerschaft

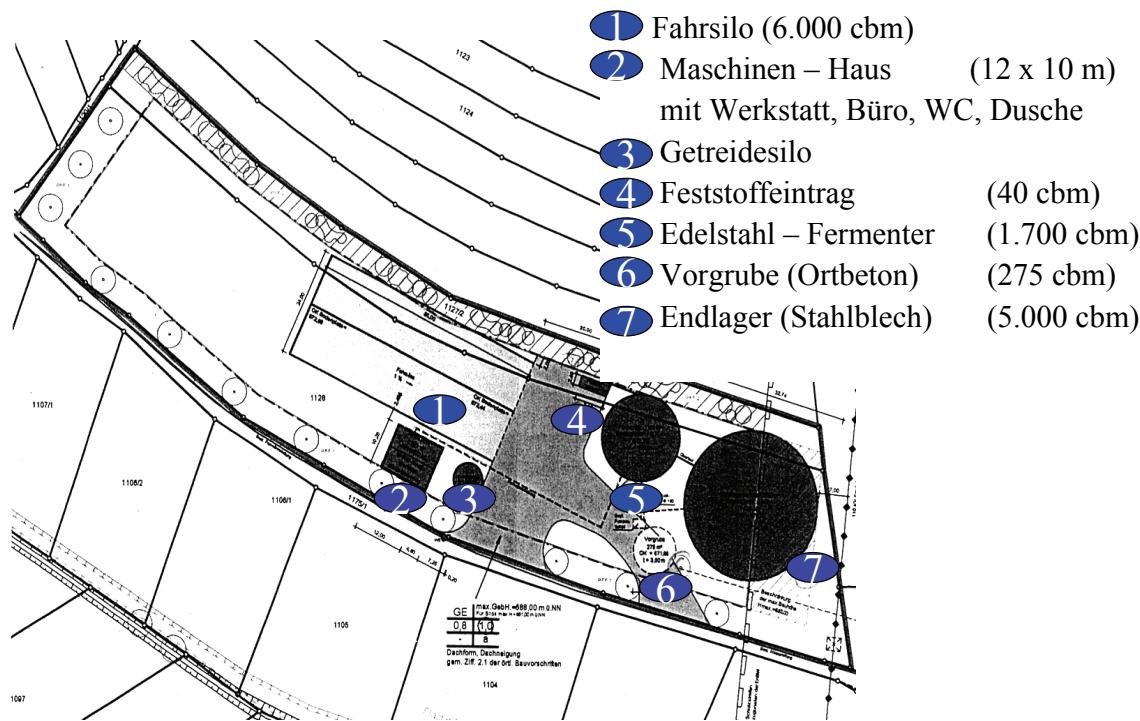
➤ für Biogasanlage:

- Biogas Seedorf GmbH Co. KG, gebildet aus:
 - 3 Landwirte (jeweils 25%)
 - Gemeinde Dunningen (jeweils 25%)
- Biogas- Verwaltungs- GmbH
 - Kaufmännischer Geschäftsführer: BM Winkler
 - Technischer Betriebsleiter: einer der Gesellschafter
(junger Anlagen – Elektroniker)

➤ für Fernwärmeleitung und Einbindung in vorhandene Heizungssystem:

- Eigenbetrieb der Gemeinde Dunningen

Lageplan der Biogasanlage Seedorf



Standortbindungen der Biogasanlage Seedorf

- Standort als GE – Gebiet überplant (angrenzend an bestehendes GE – Gebiet)
- nicht privilegiert gem. § 35 BauGB
 - keinem landwirtschaftlichen Betrieb zugeordnet
 - Größe der Anlage
- Betriebsgelände
 - über Erbbaupacht (33 Jahre)
 - ca. 70 ar
 - Erbbaupachtzins 3.200 €/anno (46€/100qm)

Investitionen

➤ 1) Biogasanlage (Biogas Seedorf GmbH Co KG)	
▪ Betriebsgebäude	
◦ Fermenter	
◦ BHKW	
◦ Vorgrube	
◦ Endlager	
◦ Leitungen intern	
} insgesamt ca. 820.000 €	
▪ Fahrsilo	ca. 150.000 €
▪ Anteil Leitungen (Wasser, Telekom, Gülle)	60.000 €
▪ EnBW – Anschusskostenbeitrag	ca. 35.000 €
▪ Sonstiges	
◦ Planungskosten, Gebühren	
◦ Wegebau, Entwässerung	
◦ Hofbefestigung, Finanzierung	
} insgesamt ca. 188.000 €	
Summe	ca. 1.253.000 €
➤ 2) Wärmeleitung einschl. Einbindung	
Eigenbetrieb Gemeinde, Summe	ca. 300.000 €
➤ Gesamt – Netto – Invest	ca. 1.500.000 €

Finanzierung

1.) Biogasanlage

- Stammkapital	25.000 €
- KfW – Darlehen + Kapitalmarktdarlehen	1.228.000 €
(3,7% Nominal-Zins; 96% Auszahlung = eff. Zinssatz 4,37%)	
- selbstschuldnerische Bürgschaft je Gesellschafter	

25.000 € = 100.000 €

2.) Wärmeleitung

- Kommunaldarlehen	268.000 €
- Abschreibung aus schon vorhandenem Anlagevermögen	32.000 €

Jährliche Stoff- und Energieflüsse

➤ Input: (bei angenommenen 7665 Vollaststunden (87%))

- Schweinegülle aus 490 GV
 - 80 ha Maissilage
 - 40 ha Grassilage
 - 30 ha Getreide
 - keine Abfälle (Speisereste, Fettabscheiderinhalte)
- } einschließlich Zukauf

➤ Output:

- ca. 2,1 Mio. KW/h Strom
 - ca. 2,6 Mio. KW/h Wärme (nach Abzug der Prozesswärme mit ca. 400.000 KWh)
-

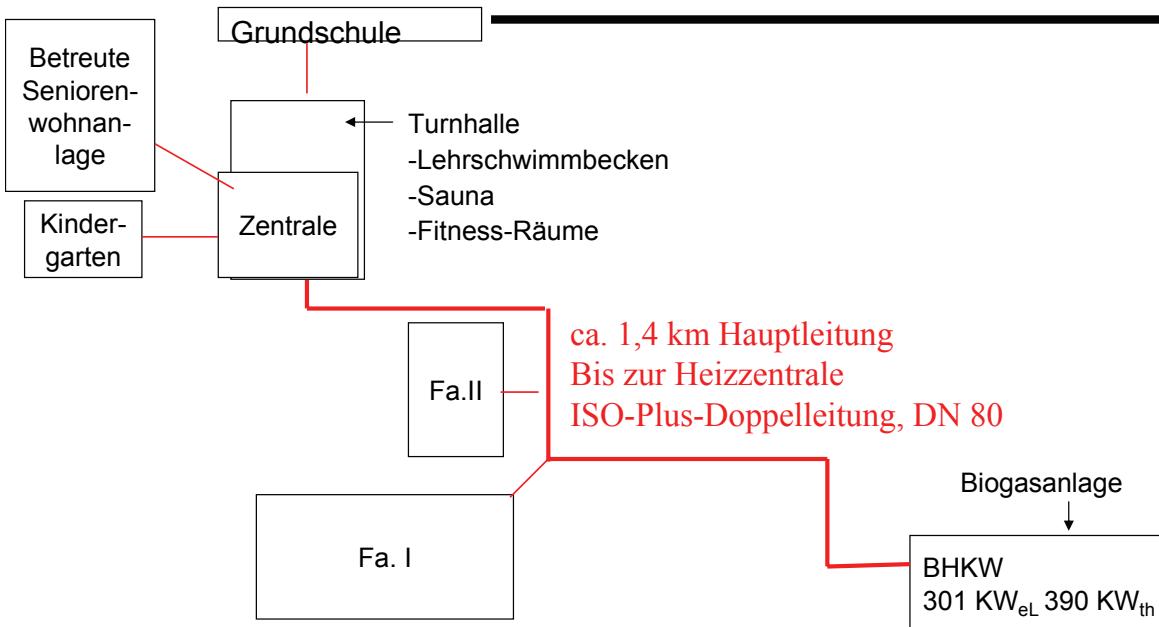
Wirtschaftlichkeit Biogasanlage, Jahresbilanz

➤ Einnahmen	
▪ Strom (ca. 17 ct/kWh)	390.000 €
▪ Wärme (1 ct/kWh)	20.000 €
	410.000 €
➤ Ausgaben	
▪ Kapital	123.000 €
▪ Externe Betriebskosten (Wartungsvertrag u.a.)	46.000 €
▪ Cosubstrate u. Gülleanlieferung	130.000 €
▪ Ausbringung Gärsubstrate	0 €
▪ Interne Personalkosten	25.000 €
▪ Sonstiges (Erbpachtzins, Vers. + Steuerberater)	10.000 €
	334.000 €
➤ Erwarteter Ertrag vor Steuern	76.000 €

Organisation Wärmeverkauf der Biogasanlage

- Eigenbetrieb der Gemeinde (Bauherr der Wärmeleitung)
 - Vergütet der Biogas KG 1ct/kWh Wärme
(gemessen an Biogasanlage, Einspeisung in Wärmeleitung)
 - Eigenbetrieb der Gemeinde verkauft Wärme zu 4 ct/kWh
(frei Übergabestation) an
 - 2 Firmen
 - Gemeinde als Schulträger und Kindergartenträger
 - Sportverein Seedorf als Betriebsträger: Lehrschwimmbecken, Sauna, Fitnessräume
 - Eigenbetrieb Seniorenzentrum für betreute Seniorenwohnanlage
 - Eigenbetrieb Energie
 - finanziert mit der Preisdifferenz den Kapaldienst für die Wärmeleitung (300.000€) innerhalb von 10 Jahren
 - Danach erneute Verhandlungen zwischen Biogas-KG und Eigenbetrieb Energie
 - Versorgungs-Priorität für das Gemeindezentrum
 - Wärmeabnehmer müssen eigene Heizungssysteme betriebsbereit halten (keine Vollversorgung)
-

Lageplan der Wärmeabnehmer



Wärmeerzeugung BHKW und –bedarf Abnehmer

- Biogasanlage: Wärme brutto ca. 3.030.000 kWh/a
 - Leitung BHKW: 301 KW_{wL}, 390 KW_{th}
 - Jahresbedarf: 430.000 kWh/a
- Heizzentrale Gemeindezentrum (mit Vorrang versorgt)
 - Leistungsbedarf 900 kW
 - Jahresbedarf 1.000.000 kWh/a
- Firma I
 - Leistungsbedarf 800 kW
 - Jahresbedarf 770.000 kWh/a
- Firma II
 - Leistungsbedarf 600 kW
 - Jahresbedarf 530.000 kWh/a

Erste Erfahrungen

- Inbetriebnahme am 22.12.2004
 - Erster Strom aus Biogas am 25.01.2005
 - Betriebserfahrungen
 - seit Anfang Juni ausschließlich Biogas: Leistung ca. zunächst 65%
 - seit Anfang August: Leistung ca. 90%
 - anstelle der geplanten Propangasmenge von 42.000 l jetzt 150.000 l
 - Ursachen:
 - zu geringer TS- Gehalt der Schweinegülle
 - bis heute Störungen Feststoffdosierer
 - 2005: Verlust
 - entscheidend – engagiertes und technisch versiertes Betriebspersonal
-

Autor:

Diplom-Verwaltungswirt Gerhard Winkler
Bürgermeister der Gemeinde Dunningen (Baden-Württemberg) und
Leiter des Eigenbetriebes „Energie“
Rathaus Dunningen, Hauptstraße 25, 78655 Dunningen
Telefon: 07403/9295-14; Telefax: 07403/9295-34
E-Mail: infobox@dunningen.de

Abwärmenutzung von Biogasanlagen zur Klärschlammertrocknung – Technik und Wirtschaftlichkeit

Johannes Müller, PFI Planungsgemeinschaft/Hannover

1 Einführung

Das Energieeinspeisegesetz (EEG) fördert den Bau von Biogasanlagen in Deutschland. Die darin verankerte langfristige Subventionierung der Erträge sichert den wirtschaftlichen Betrieb solcher Anlagen. Angesichts der Strukturkrise in der Landwirtschaft bieten Biogasanlagen den Landwirten die Möglichkeit, ihre Erträge mit einem weiteren Standbein abzusichern oder sich gänzlich zum Energiewirt zu entwickeln. Diese positiven wirtschaftlichen Randbedingungen sorgen im Verbund mit der Einsicht, dass wir uns mittelfristig von fossilen Energiequellen unabhängiger machen müssen, zu einem wahren Boom beim Bau von Biogasanlagen.

Neben der Vergütung des erzeugten Stroms sieht das EEG in Verbindung mit dem Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz eine zusätzliche Vergütung von 2 Cent pro Kilowattstunde vor, wenn die bei der Biogasverstromung anfallende Abwärme prozessextern genutzt wird. Beispielsweise kann die Wärme zu Heizungszwecken oder für Trocknungsprozesse genutzt werden. Aufgrund der Lage der meisten Biogasanlagen im ländlichen Raum fehlen aber meist Abnehmer für die Wärme.

Die Trocknung von Klärschlämmen bietet sich hier als besonders geeignete Nutzungsmöglichkeit für die Abwärme an. Insbesondere der kontinuierliche Wärmebedarf über das ganze Jahr hinweg sorgt für eine hohe Ausnutzung der vorhandenen Wärme. Die Standortplanung von Biogasanlagen kann an vorhandene Kläranlagen angepasst werden, wobei regionalen Verbundlösungen besondere Beachtung beigemessen werden muss.

Vor dem Hintergrund einer ungewissen Zukunft der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung bietet die Kombination von Biogasanlage und Klärschlamm-trocknung die Möglichkeit, ein für die thermische Entsorgung hochwertiges Produkt zu erzeugen, das in seinen Verbrennungseigenschaften der Braunkohle vergleichbar ist.

2 Abwärmenutzung für die Klärschlammertrocknung

In Abbildung 1 wird der Verbund von Abwasserreinigungsanlage und Biogasanlage verdeutlicht. Die in den Gasmotoren des Blockheizkraftwerkes anfallende Abwärme kann für die Trocknung des Klärschlammes genutzt werden. Es kommt dabei zu keiner weiteren Vermischung der Stoffströme der beiden Anlagen, was hinsichtlich der Verwertungs- bzw. Entsorgungsmöglichkeiten von Bedeutung ist.

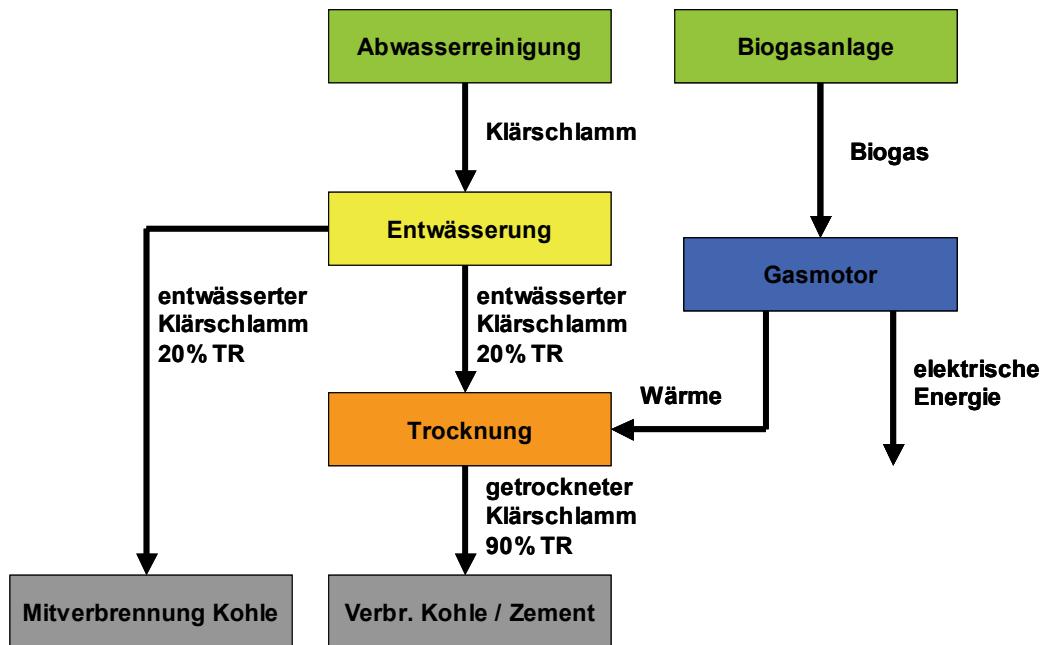


Abbildung 1: Verfahrensschema Schlammbehandlung mit Wärmeverbund Biogasanlage

Durch die Trocknung wird die Masse des anfallenden Klärschlammes auf rund ein Viertel der Masse des entwässerten Klärschlammes reduziert. Neben den geringeren Transportaufwendungen ergeben sich daraus auch eine drastische Reduktion der Entsorgungskosten und eine Erweiterung der Entsorgungsmöglichkeiten (z.B. in der Zementindustrie).

Die Biogasanlage und die Klärschlammertrocknung sollten in unmittelbarer Nähe zueinander liegen. Entfernnungen von einigen hundert Meter können sinnvoller Weise durch den Transport des Biogases überbrückt werden, so dass das BHKW in diesem Fall bei der Trocknung aufgestellt werden kann.

2.1 Wärmeanfall und Wärmebedarf

Der Wärmeanfall bei der Biogasverstromung und der Wärmebedarf der Klärschlammertrocknung müssen aufeinander abgestimmt werden.

Das Wärmeangebot der Biogasanlage kann sinnvoller Weise auf die elektrische Leistung bezogen werden, da dies in der Regel die grundlegende Auslegungsgröße darstellt. Betrachtungsgrundlage stellen Blockheizkraftwerke (BHKW) auf Basis von Gasmotoren dar. Dies stellt die mit Abstand verbreitetste Technologie dar. Der elektrische Wirkungsgrad moderner Gasmotoren liegt bei 35 bis über 40%. Da der Gesamtwirkungsgrad bei rund 85% liegt, kann mit einem thermischen Wirkungsgrad von 45 bis 50% gerechnet werden. Die für die Klärschlammertrocknung nutzbare Wärme reduziert sich noch um den Eigenwärmeverbrauch der Biogasanlage. Dieser unterliegt jahreszeitlich starken Schwankungen und ist weiterhin von der Ausführung der Anlage abhängig. Für die folgenden Berechnungen wird der Eigenbedarf der Biogasanlage mit 20% des Wärmeanfalls veranschlagt, so dass für die Trocknung 80% ganzjährig zur Verfügung stehen. Damit steht pro Kilowatt elektrischer Abgabeleistung rund ein Kilowatt thermischer Abwärme zur Verfügung.

Für die Auswahl und Auslegung von Klärschlammertrocknern ist es wichtig, auf welchem Temperaturniveau die Wärme anfällt. Wird die Wärme aus dem Kühlwasser des Gasmotors ausgekoppelt, dann fällt sie auf einem relativ niedrigen Temperaturniveau von 80 bis 90°C an. Daneben besteht die Möglichkeit, einen Teil der Wärme mittels Abgaswärmetauschern aus den heißen Verbrennungsgasen des Motors zu gewinnen. Dampf oder Thermalöl können hier auf Temperaturen bis 180°C erhitzt werden. Dieses höhere Temperaturniveau ist für die Auslegung der Klärschlammertrockner insofern vorteilhaft, als die gleiche Trocknungsleistung mit deutlich kleineren Baugrößen erreicht werden kann. Allerdings ist der über Abgaswärmetauscher auskoppelbare Anteil begrenzt. Für die folgenden Auslegungen wird davon ausgegangen, dass 40% der Wärme auf einem Niveau größer 100°C ausgekoppelt werden können.

Für die Trocknung ist weiterhin wichtig, wie die Betriebszeiten der Biogasanlage angenommen werden. Dem prinzipiell streng kontinuierlichen Biogasanfall stehen übliche Betriebszeiten von BHKWs von rund 7.500 h/a gegenüber. Wenn eine Ersatzwärmeezeugung in Form eines Kessels zur Verfügung steht, kann die Wärme auch in den Revisions- und Wartungszeiten des BHKWs zur Verfügung gestellt werden. Da dies aber nicht in jedem Fall gegeben ist, wird hier von einer Verfügbarkeit des Wärmestroms von 7.500 Betriebsstunden pro Jahr ausgegangen.

Der Wärmebedarf für die Trocknung hängt entscheidend vom gewünschten Trockensubstanzgehalt des Trockengutes und vom Entwässerungsgrad des Schlammes ab. Eine Volltrocknung des Schlammes erfolgt auf ca. 85% TR, da das getrocknete Gut dann pneumatisch förderbar ist und gleichzeitig die Staubentwicklung gering bleibt. Gut ausgefaulte Schlämme erreichen auf modernen Entwässerungsmaschinen Trockensubstanzgehalte von 25 bis 30% (netto, ohne Zuschlagstoffe). Tatsächlich werden aber auf vielen Anlagen, gerade mit simultaner aerober Stabilisierung nur Entwässerungsgrade um 20% erreicht.

Um die Trocknungskapazität berechnen zu können, muss der tatsächliche Wärmebedarf für die Wasserverdampfung bestimmt werden. Aus der Wärmekapazität sowie der Verdampfungswärme von Wasser lässt sich für die Verdampfung von einem Kilo Wasser ein theoretischer Wärmebedarf von ca. 730 Wh berechnen. Der tatsächliche spezifische Energieverbrauch liegt für technische Trocknungsmaschinen meist im Bereich von 800 bis 950 Wh/kg Wasserverdampfung. Durch Wärmerückgewinnungsmaßnahmen kann der Verbrauch reduziert werden.

Im Folgenden soll für die technischen Trockner mit einem Wert von 950 Wh/kg verdampftem Wasser gerechnet werden, was einer Abschätzung auf der sicheren Seite entspricht. Für eine Bodentrocknung mit Bodenheizung (siehe Kapitel 2.3) werden noch weitere Verluste beispielsweise durch Strahlung angenommen, so dass mit einem Gesamtwärmebedarf von 1,2 kWh/kg verdampftem Wasser ebenfalls konservativ gerechnet wird.

2.2 Trocknungskapazitäten mit BHKW-Abwärme

Mit den im vorigen Kapitel dargestellten Grundannahmen lässt sich ein Bereich für die Trocknungskapazität in Abhängigkeit von der installierten elektrischen Leistung des Biogas-BHKWs abschätzen (Abb.2). So lässt sich beispielsweise mit einer Biogasanlage von 1 MW_{el} Leistung im Mittel der Klärschlamm einer Kläranlage mit 115.000 Einwohnerwerten trocknen. Aufgrund der zahlreichen Einflussfaktoren können aber je nach Standortbedingungen auch um 30% höhere bzw. niedrigere Trocknungsmengen erreicht werden. Die tatsächliche Trocknungsleistung muss daher für den Einzelfall bestimmt werden.

2.3 Auswahl des Trocknungsverfahrens

Unter dem Aspekt der Abwärmenutzung lassen sich die verschiedenen Typen von Trocknungsmaschinen in zwei Gruppen unterscheiden. Die eine Gruppe sieht die Verwendung von Niedertemperaturwärme (< 100°C, Motorkühlwasser) vor, wie beispielsweise die Bandtrockner. Die andere Gruppe verwendet üblicherweise Hochtemperaturwärme (zwischen 100 und 200°C), wie beispielsweise Dünnsschicht- oder Scheibentrockner. Die Gruppenabgrenzung ist dabei aus technischer Sicht nicht eindeutig, da prinzipiell alle Trocknungsmaschinen auch mit Niedertemperaturwärme betrieben werden können. Die Abgrenzung ergibt sich vielmehr aus der Wirtschaftlichkeit, da die Baugrößen und damit die Apparatekosten bei einigen Typen zu groß würden, wenn Niedertemperaturwärme zu Einsatz kommt.

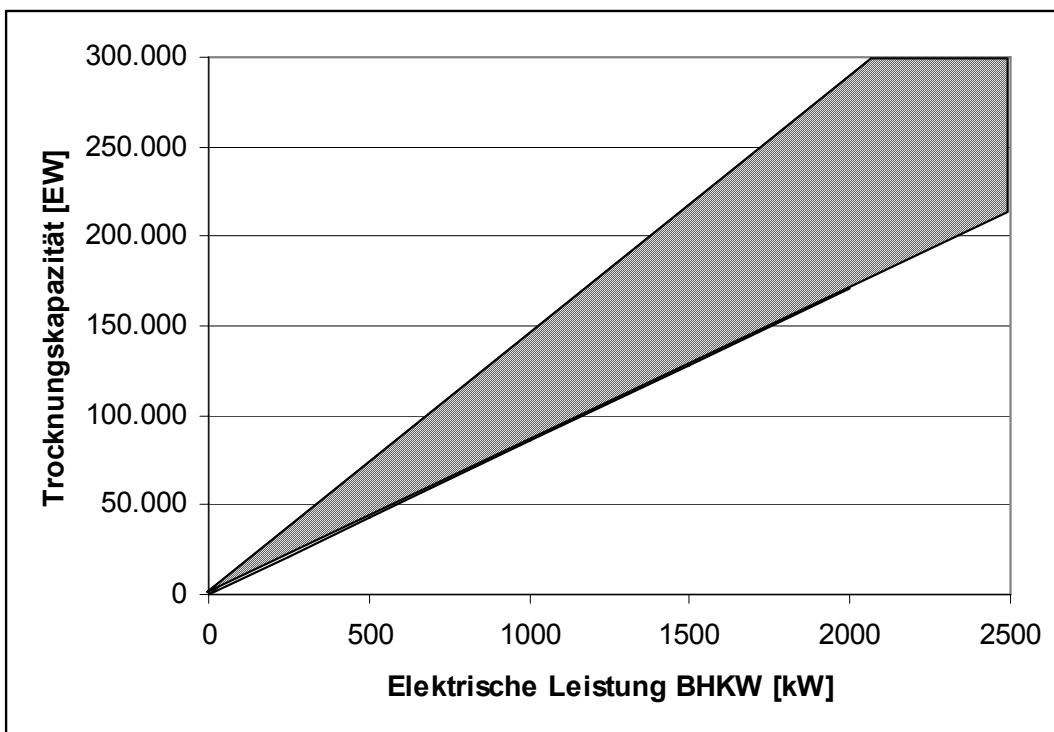


Abbildung 2: Bereich der erreichbaren Trocknungsleistung mit BHKW-Abwärme

Unter den klassischen Trocknungsverfahren eignet sich daher unter den hier vorliegenden Randbedingungen sowohl aus technischer wie aus wirtschaftlicher Sicht vor allem die Bandtrocknung. Gegenüber den anderen Verfahren zeichnet sich diese Technik dadurch aus, dass sie auch mit der Abwärme von BHKWs betrieben werden kann und dass sie einen vergleichsweise geringen betrieblichen Aufwand erfordert.

Für die Trocknung relativ kleiner Klärschlammengen hat die Solartrocknung in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen. In verschiedenen Studien der PFI Planungsgemeinschaft zur Klärschlammbehandlung und -entsorgung wurde die Solartrocknung als mögliche Alternative untersucht. Es zeigte sich, dass die reine Solartrocknung aufgrund der klimatischen Bedingungen in der nördlichen Hälfte Deutschlands die erwünschten Kostenvorteile häufig nicht erreicht. Weiterhin ist bei dieser Technologie zu bedenken, dass durch die starke Abhängigkeit des Trocknungsergebnisses von den Witterungsbedingungen über den Jahresverlauf keine zufrieden stellende Qualität des Trockengutes gewährleistet werden kann.

Als Weiterentwicklung der rein solaren Trocknung wird aktuell eine Bodentrocknung auf überdachten Flächen (Glashauskonstruktionen) mit zusätzlicher Bodenheizung am Markt angeboten, die im Folgenden als Bodentrocknung bezeichnet werden soll. Die Bodenheizung kann mit Warmwasser oder Warmluft betrieben

werden. Als Wärmequelle kann beispielsweise die Abwärme von BHKWs Verwendung finden. Die Ausführung der Anlagen ähneln denen der reinen Solartrocknung, allerdings werden deutlich höhere flächenspezifische Trocknungsleistungen erreicht.

3 Wirtschaftliche Rahmenbedingungen für die Klärschlamm-trocknung

Nach wie vor stellt die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung den günstigsten Entsorgungsweg dar. Aber die Kosten für die thermische Entsorgung sind deutlich gefallen und liegen bei überregionaler Entsorgung schon nahe an den Kosten der landwirtschaftlichen Verwertung.

Von entscheidender Bedeutung für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung einer Klärschlamm-trocknung ist die Höhe der Zuzahlung, die von der Entsorgungswirtschaft verlangt wird, um den Klärschlamm mit zu verbrennen. Am Markt werden hierfür derzeit Preise von 45 bis 70 Euro/t für entwässerten Schlamm verlangt und 35 bis 50 Euro/t für getrockneten Schlamm (jeweils Brutto-Preise). Inklusive der Transportkosten wird hier mit Kosten von 60,- Euro/t für entwässerten Schlamm und 45,- Euro/t für getrockneten Schlamm gerechnet. Bezogen auf die Trockenmasse ergeben sich damit Preise von 300,- Euro/t TM für entwässerten Schlamm und rund 55,- Euro/t TM für getrockneten Schlamm. Die Differenz von rund 245,- Euro/t TM stellt die Kostengrenze dar, welche die Klärschlamm-trocknung für einen wirtschaftlichen Betrieb nicht übersteigen darf.

Es muss beachtet werden, dass diese Berechnung auf derzeit üblichen Konditionen beruht. Die zukünftige Entwicklung der Entsorgungspreise hängt maßgeblich von einer gesetzlichen Verschärfung der Klärschlammausbringungsrichtlinien sowie von einer verbraucherseitigen Einschränkung der Düngung mit Klärschlamm ab. Bei einer Einschränkung der landwirtschaftlichen Verwertung wird von allen Experten ein deutlicher Anstieg der Preise vorausgesagt.

Für die Frage der Wirtschaftlichkeit der Klärschlamm-trocknung bedeutet dies, dass sich die Preisspanne zwischen der Entsorgung von entwässertem und getrocknetem Schlamm vergrößert, sich die Trocknung also auch bei höheren Betriebskosten rechnet. Dies gilt umso mehr, als getrockneter Klärschlamm einen der Braunkohle ähnlichen Heizwert besitzt und damit für thermische Prozesse einen hochwertigen Brennstoff darstellt. Demgegenüber hat entwässerter Klärschlamm einen Heizwert nahe Null und stellt somit keinen Brennstoff dar. Insofern ist zu vermuten, dass sich der Zuzahlungspreis für getrockneten Klärschlamm tenden-

ziell verringern wird und sich damit die Preisspanne der Entsorgungskosten zwischen entwässertem und getrocknetem Schlamm weiter vergrößert.

4 Kosten und Wirtschaftlichkeit

Im Folgenden sollen die bislang getroffenen grundsätzlichen Aussagen an zwei Fallbeispielen konkretisiert werden. Beide Beispiele entstammen konkreten Projekten der PFI Planungsgemeinschaft. Zum einen soll eine 500 kW Anlage betrachtet werden, da sie die derzeit am häufigste realisierte Größe von Biogasanlagen darstellt. Anlagen dieser Größenordnung können beispielsweise auf der Grundlage eines örtlichen Zusammenschlusses mehrerer Landwirte realisiert werden. Zum anderen soll eine Anlage mit 2 MW elektrischer Leistung untersucht werden. Solche Großanlagen sind bislang erst in geringer Anzahl realisiert worden. Sie sind aus wirtschaftlicher Sicht aber besonders interessant.

Als Trocknervarianten wurden der Bandtrockner und die Bodentrocknung mit Bodenheizung betrachtet. Für den Bandtrockner wurden zwei verschiedene Betriebszeiten angenommen. Zum einen wurde ein Betrieb an 96 Bh/wo bei 50 Betriebswochen pro Jahr angenommen, was 4.800 Bh/a entspricht. Der an den Wochentagen über 24h laufende durchgehende Betrieb der Anlage stellt eine sinnvolle Betriebsweise dar. Durch die Vermeidung von An- und Abfahrvorgängen werden die thermischen Belastungen der Maschinentechnik gering gehalten. Die An- und Abfahrvorgänge stellen die personalintensivsten Vorgänge dar, da hierbei eine kontinuierliche Überwachung und Kontrolle notwendig ist. Schließlich steigt der Energieverbrauch der Anlage an, da sie immer wieder vorgeheizt werden muss. Da die Anlage automatisch betrieben werden kann und sie sich auch bei Störfällen selbstständig in einen betriebssicheren Zustand versetzen kann, erscheint ein Personalaufwand von 0,25 Personen während der üblichen Wochenarbeitszeit (40 h/wo) als realistisch. Im zweiten Fall wird der Betrieb der Trocknungsmaschine über 7.500 h/a angenommen. Dies setzt neben dem zusätzlichen Personalaufwand auch einen ebenfalls durchgängigen Betrieb der Entwässerungseinrichtung bzw. ein ausreichend großes Speichervolumen für den entwässerten Schlamm voraus. Für die Bodentrocknung werden analog zum BHKW 7.500 Bh/a angenommen.

4.1 Abwärmenutzung für eine 500 kW_{el} Biogasanlage

Ausgehend von den in Kapitel 2 angestellten Überlegungen zu Schlamm- und Abwärmeanfall ergeben sich die in der folgenden Tabelle zusammengestellten Auslegungsdaten für die Klärschlammertrocknung:

Tabelle 1: Auslegungsdaten für die betrachteten Varianten der Abwärmenutzung

	Varianten		
	A	B	C
Trocknungssystem	Boden	Band	Band
Betriebsstunden	7500	4800	7500
Wasserverdampfungsleistung [t/a]	2.940	2.448	3.825
Schlammertrockenmasse [t TR/a]	770	640	1.000
Schlammfall entsprechend EW	42.000	35.000	55.000
Ausnutzungsgrad Abwärme [%]	98	63	98

Eine vollständige Nutzung der Wärme ergäbe sich, wenn Schlämme entsprechend einer Kläranlagenbelastung von 42.000 bzw. 55.000 EW je nach Trocknungsverfahren behandelt würden. Bei einer Reduzierung der Betriebszeit des Bandtrockners ergibt sich eine Reduzierung des Ausnutzungsgrades der Abwärme auf 63%.

4.1.1 Investitions- und Betriebskosten

Die Kostenermittlung für die Bautechnik beinhaltet die Maschinenhalle bzw. die Gewächshauskonstruktion inklusive dem Heizboden, den Strassen- und Wegebau, die verbindenden Rohrleitungen sowie die Baustelleneinrichtung. Kosten für Grunderwerb wurden nicht berücksichtigt. Die Maschinentechnik beinhaltet je nach Variante die Schlammverteilung und Umschichtung, den Schlammertrockner, den Trockengutaustausch und die Trockengutverladung in Container, die Brüdenkondensation und Ableitung, den Stahlbau und die verbindenden Rohrleitungen (auch für den Wärmetransport). Die Elektrotechnik berücksichtigt je nach Variante die Energieversorgung, die Prozesssteuerung, die Sicherheitstechnik und die Installation (Tab.2).

Bei allen Preisen wurde die Mehrwertsteuer von 16% berücksichtigt. Somit stellen alle genannten Preise Bruttopreise dar. Für die Ermittlung der Kapitalkosten wurde ein Zinssatz von 4% vorgegeben. Die Abschreibungszeiträume wurden mit 12 Jahren für die Maschinen- und Elektrotechnik und 20 Jahren für die Bautechnik angesetzt. Dabei sind kritische Teile der Bautechnik wie beispielsweise das Gewächshausdach mit dem kürzeren Zeitraum angerechnet worden (Tab. 2).

Die Kosten für Elektroenergie wurden mit 10 Cent/kWh angenommen. Es werden keine Kosten für die Wärmeenergie angesetzt, wobei die notwendigen Investitionen für die Wärmenutzung berücksichtigt wurden. Der Personalbedarf wurde für die Trocknungsmaschine mit 10 h/wo angesetzt und für die Bodentrocknung mit 5 h/wo, für die Wartung und Unterhaltung 0,5% der Investitionen für die Bautechnik bzw. 3% der Investitionen für die Maschinen- und E-Technik (Tab. 2).

Tabelle 2: Zusammenstellung der Kapital- und Betriebskosten der Trocknung ohne Kosten für Wärmeenergie

	Investitionen	Kapitalkosten	Betriebskosten
Variante A	715.000 €	65.000 €/a	35.000 €/a
Variante B	1.150.000 €	120.000 €/a	65.000 €/a
Variante C	1.400.000 €	145.000 €/a	100.000 €/a

4.1.2 Gesamtjahreskosten der Klärschlammertrocknung

Die Gesamtjahreskosten für die 3 untersuchten Varianten sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 3: Gesamtjahreskosten der Klärschlammertrocknung ohne Wärmeenergiiekosten

Gesamtjahreskosten Trocknung		
Variante A	100.000 €/a	135 €/t TM
Variante B	185.000 €/a	285 €/t TM
Variante C	245.000 €/a	245 €/t TM

Es ist zu beachten, dass hier die Gesamtkosten der Anlage dargestellt sind, wobei die getrockneten Schlammengen je nach Variante zwischen 640 und 1.000 t TM/a liegen. Eine gute Vergleichsmöglichkeit ist anhand der spezifischen Kosten in der rechten Spalte gegeben. Dabei stellen sich die Kosten der Variante A als besonders günstig heraus.

4.1.3 Wirtschaftlichkeit der Trocknung

Die Wirtschaftlichkeit der Trocknung hängt vor allem von den in Kapitel 3 genannten Rahmenbedingungen der Entsorgungskosten ab. In der folgenden Abbildung findet sich eine Gegenüberstellung der Kosten.

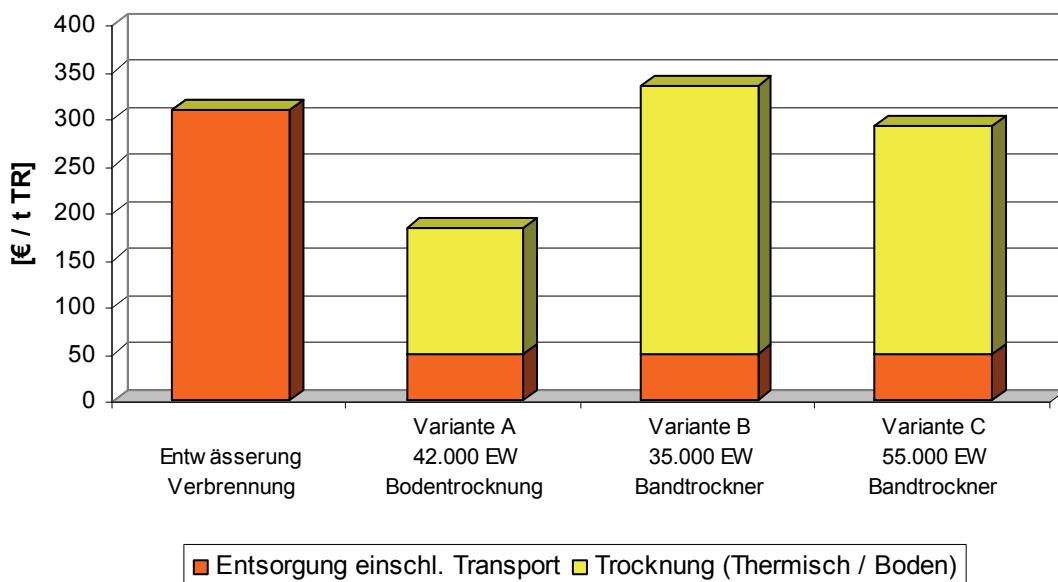


Abbildung 3: Zusammenstellung der Kosten für Trocknung und Entsorgung

Die Varianten A und C stellen somit gegenüber einer direkten Verbrennung von entwässertem Schlamm die wirtschaftlichere Lösung dar. Bei beiden Varianten wird die Abwärme des BHKWs vollständig ausgenutzt. Wenn die Abwärme vergütet werden soll, so verschlechtert sich die Wirtschaftlichkeit der Trocknungsanlage. Dieser Aspekt wird im folgenden Kapitel behandelt.

4.2 Abwärmenutzung für eine 2 MW_{el} Biogasanlage

Eine analoge Kostenrechnung zur 500 kW Anlage zeigt, dass die Bodentrocknung für eine Trocknungsleistung dieser Größenordnung zu hohe Investitionskosten verursacht. Auch wäre der Flächenbedarf ganz erheblich und in vielen Fällen nicht realisierbar. Somit kommen für Anlagen dieser Größe vor allem Trocknungsmaschinen in Betracht.

Da die auf die Schlammmenge bezogenen Investitionen für die Trocknung gegenüber der 500 kW Anlage erheblich geringer sind, liegen die Gesamtkosten entsprechend niedriger. Die Verteilung der Jahreskosten ohne Wärmeenergiekosten auf die einzelnen Kostenblöcke ist in Abbildung 4 dargestellt.

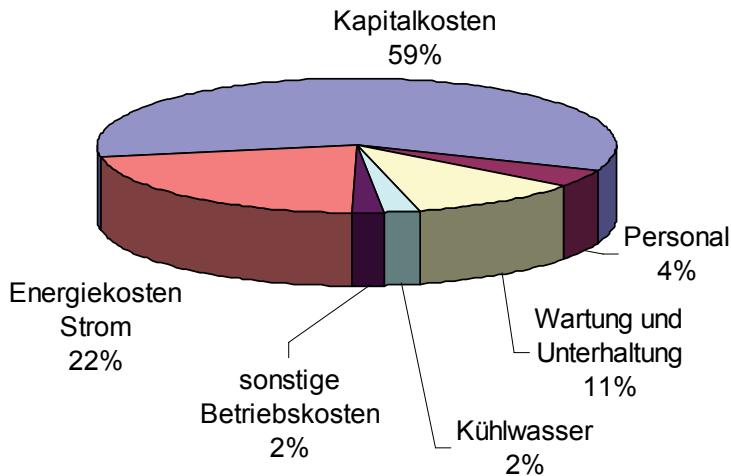


Abbildung 4: Verteilung der Jahreskosten (ohne Kosten für Wärmeenergie)

Unter der Voraussetzung, dass die Wärme für die Klärschlammertrocknung kostenfrei von der Biogasanlage bezogen werden kann, belaufen sich die spezifischen Kosten für die Trocknung auf rund 160 €/t TR. Zusammen mit den Entsorgungskosten für getrockneten Schlamm von rund 50 €/t TR ergäben sich Gesamtkosten von 210 €/t TR im Vergleich zu 300 Euro/t TR bei der direkten Verbrennung des entwässerten Schlammes. Damit würde die Trocknung zu einem deutlichen Kostenvorteil von rund 90 €/t TR führen.

Dies positive Ergebnis für die Trocknung hängt entscheidend von der Annahme ab, dass die Wärme kostenfrei zur Verfügung gestellt wird. Sollte dies nicht so sein stellt sich die Frage, bis zu welchen Wärmepreis ein wirtschaftlicher Vorteil der Trocknung gegenüber der direkten Verbrennung von entwässertem Klärschlamm bestehen bleibt.

Der große Einfluss des Wärmepreises auf die Entsorgungskosten wird anschaulich, wenn man die Gesamtentsorgungskosten als Funktion des Wärmeenergielpreises ermittelt (Abbildung 5). Die linear ansteigende Linie gibt die Gesamtentsorgungskosten an. Die Gerade bei 245 €/t TR gibt die Grenzkosten für die Wirtschaftlichkeit an, die aus konkreten Angeboten der thermischen Entsorgungswirtschaft ermittelt wurden (siehe Kap. 3).

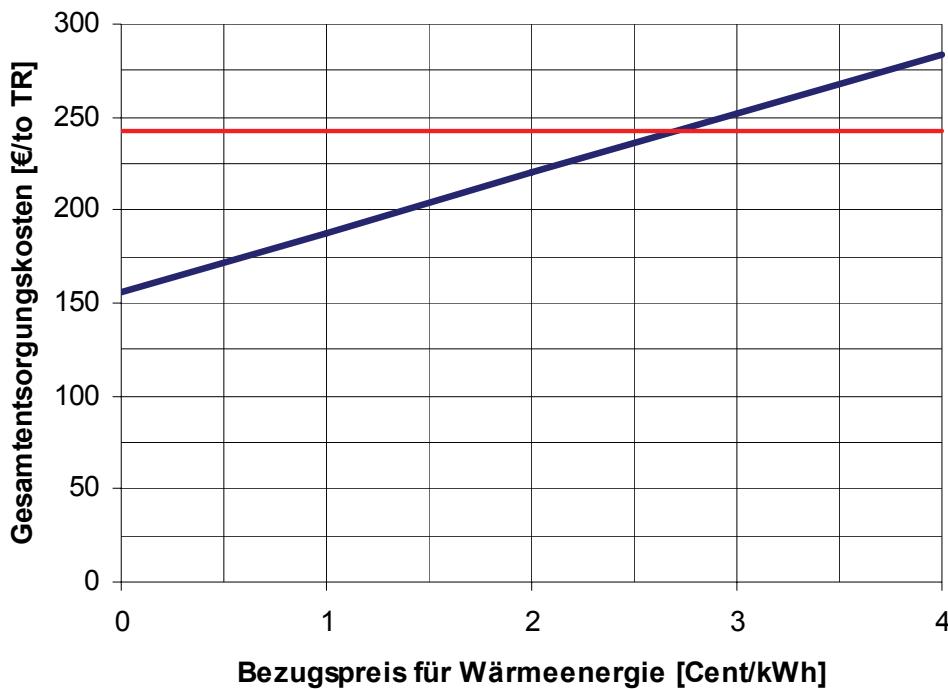


Abbildung 5: Einfluss des Wärmeenergiereises auf die Entsorgungskosten

Der Schnittpunkt der beiden Geraden liegt bei einem Wärmepreis von ca. 2,7 Cent/kWh. Ist also der zu entrichtende Wärmepreis unter 2,7 Cent/kWh, so ist die Trocknung vor der Verbrennung wirtschaftlicher als die direkte Verbrennung des entwässerten Schlammes. Analog zu Abbildung 4 ist in der folgenden Abbildung die Verteilung der Jahreskosten auf die einzelnen Kostenblöcke bei einem Wärmepreis von 2,7 Cent/kWh dargestellt.

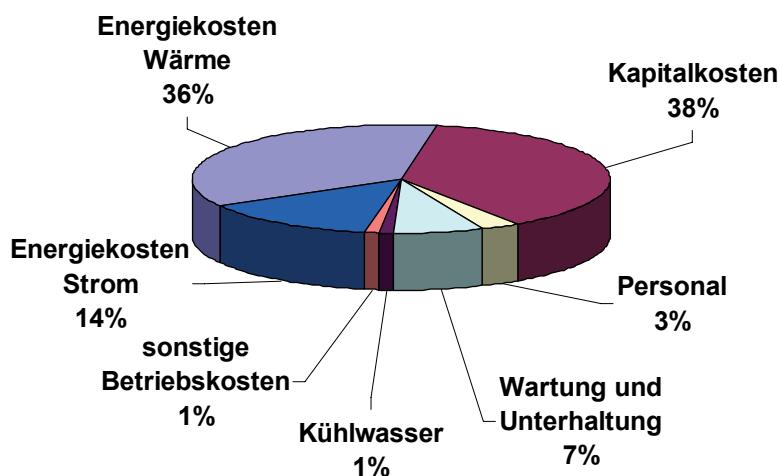


Abbildung 5: Verteilung der Jahreskosten bei einem Wärmeenergiereis von 2,7 Cent/kWh

5 Zusammenfassung

Biogasanlagen üblicher Baugrößen bieten ausreichend Abwärme zur Trocknung von Klärschlämmen an. Klärschlämme sind aufgrund ihres ganzjährig weitgehend konstanten Anfalls ein geradezu idealer Abnehmer der Überschusswärmee. Zusätzlich wird diese Form der Abwärmenutzung durch das EEG mit einem Bonus gefördert.

Trocknungstechnologien, die eine weitgehende Nutzung der Motorabwärme von Biogas-BHKWs auf niedrigem Temperaturniveau erlauben, sind Voraussetzung für eine effektive Abwärmenutzung. Für kleinere Anlagen erscheint eine Bodentrocknung mit Glashausüberdachung und Bodenheizung besonders geeignet, während für größere Anlagen Trocknungsmaschinen wie Bandtrockner vorteilhaft sind.

Am Beispiel von zwei Projekten der PFI Planungsgemeinschaft wurden die Kosten und die Wirtschaftlichkeit von Trocknungsanlagen unterschiedlicher Größe dargestellt. In beiden Fällen ist eine Trocknung des Schlammes vor einer Verbrennung kostengünstiger als die direkte Verbrennung von entwässertem Schlamm. Dies ist auch dann der Fall, wenn die Abwärme der Biogasanlage nicht kostenfrei zur Verfügung gestellt wird.

Autor:

Dr.-Ing. Johannes Müller
PFI Planungsgemeinschaft
Karl-Imhoff-Weg 4, 30165 Hannover
Telefon: 0511/35381-0, Telefax: 0511/ 35851-43
E-Mail: mueller@pfi.de

Abwärmenutzung von Biogasanlagen zur Klärschlammtrocknung

– Technik und Wirtschaftlichkeit

**In der Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT
des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft¹⁾
der Universität Kassel sind bisher folgende Bände erschienen:**

		Preis €
Band 1:	Stickstoff und Phosphor in Fließgewässern – Wissensstand und Folgerungen für die Abwasserreinigung (1986) 1. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	vergriffen
Band 2:	Planungshilfen zur weitergehenden Abwasserreinigung und Klärschlammensorgung (1988) 2. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	vergriffen
Band 3:	Betrieb und Wirtschaftlichkeit der Kraft-Wärme-Kopplung auf kleinen und mittelgroßen Kläranlagen in Hessen (1988) Wolf, P., Eck-Düpont, M.	vergriffen
Band 4:	Behandlung von Deponiesickerwasser (1988) 1. Abfallseminar des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft	vergriffen
Band 5:	Stand der Technik bei der Vermeidung gefährlicher Stoffe in der Abwasserbeseitigung (1989) 3. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,- €
Band 6:	Phänomene der hydraulischen Leitfähigkeit dauernd hydromorpher Bodenmatrices – Untersuchungen einer Randbedingung bei Wurzelraumanlagen (1990) Lüken, Bernd O.	25,- €
Band 7:	Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischwasserkanalisation (1991) 4. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	vergriffen
Band 8:	Messen und Regeln in der Abwassertechnik Planung – Ausführung – Betrieb (1992) 5. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	vergriffen
Band 9:	Wachstum und Abtrag der Sielhaut in Mischwasserkanälen (Ende 1992) Reiff, H.	vergriffen
Band 10:	Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen – Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisationen (1992) Borchardt, D.	25,- €
Band 11:	Ökologische Gewässersanierung im Spannungsfeld zwischen Natur und Kultur (1993) 6. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,- €

¹⁾ Band 1 bis Band 22: Schriftenreihe WASSER-ABWASSER-ABFALL
der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Band 12:	Großtechnische Untersuchungen zur vorgeschalteten und kaskadenförmigen Denitrifikation im Vergleich zur Bemessung nach A 131 und zum Einfluß der Kalk-Phosphat-Fällung auf den Schlamm (1995) Benzuck, Chr.	25,- €
Band 13:	Thermische Klärschlammbehandlung – Planung, Technologie und Erfahrungen – (1994) 7. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,- €
Band 14:	Vergleichende Untersuchungen zur erhöhten biologischen Phosphorelimination (1995)	25,- €
Band 15:	Beitrag zur Planung und Bemessung der Stickstoffelimination bei Tropfkörperanlagen (1996) Mehlhart, G.	25,- €
Band 16:	Ökologische und technische Hinweise zur Abwasser und Klärschlammbehandlung bei knappen Kassen (1996) 8. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,- €
Band 17:	Untersuchungen zur Abhängigkeit der erhöhten biologischen Phosphatelimination von Temperatur und Substratversorgung (1997) Benzuck, Chr.	25,- €
Band 18:	Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert (1997) 9. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,- €
Band 19:	Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum (1998) Fischer, J.	25,- €
Band 20:	Integrierte Planung von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung mit Hilfe von Simulationsmodellen – Lösungsansätze und Handlungsanleitungen (2002) Mang, J.	25,- €
Band 21:	Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken (2002) Born, W.	25,- €

Die Bände 1 bis 21 sind, soweit nicht vergriffen, zu beziehen über

Verein zur Förderung der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik e.V.
der Universität Kassel
Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel
Tel. 0561/804-2869, Fax 0561/804-3642
www.uni-kassel.de/fb14/siwawi

Ab Band 22 erfolgt der Vertrieb über
kassel university press GmbH
Diagonale 10
34127 Kassel
Tel. 0561/804-2159, Fax 0561/804-3429
www.upress.uni-kassel.de

Band 22:	Ein exemplarischer Ansatz zur Einbindung neuer Bemessungswege und neuer Reinigungstechnologien bei der Ertüchtigung von Kläranlagen (2003) ISBN 3-89958-039-7 Schier, W.	25,-- €
Band 23:	Membranfiltration in Hessen – Teil 1 (2005) ISBN 3-89958-040-0	25,-- €
Band 24:	Geruch aus Abwasseranlagen (2005) ISBN 3-89958-158-X	25,-- €
Band 25:	Membranfiltration in Hessen – Teil 2 (2005) ISBN 3-89958-159-8	25,-- €
Band 26:	Foulingverhalten des Membranbelebungsverfahrens und Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit (2005) ISBN 3-89958-160-1 Wett, M.	25,-- €
Band 27:	Forschung für die Praxis am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (2005) 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium ISBN 3-89958-161-X	25,-- €

Alle Preise brutto incl. Ust, zzgl. Porto